

EINE STUDIE ÜBER EIGNUNG
UND ANWENDUNG DES MOTILITÄTSTESTS
MITTELS MAGNETMARKIERTER
FORELLEN FÜR DEN GEWÄSSERSCHUTZ

Wolfgang Müller

Diss. München
1984



Digitized by the Internet Archive
in 2026

Aus dem Institut für
Physiologie, Physiologische Chemie und Ernährungs-
physiologie der Tierärztlichen Fakultät der
Universität München

Geschäftsführender Vorstand: Prof. Dr. H. Zucker

Angefertigt unter Leitung von
Priv. Doz. Dr. Dr. habil. H. Petry

EINE STUDIE ÜBER EIGNUNG UND ANWENDUNG DES MOTILITÄTS-
TESTS MITTELS MAGNETMARKIERTER FORELLEN FÜR DEN
GEWÄSSERSCHUTZ

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

von
Wolfgang Müller
aus
Leitershofen

München 1984

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. W. Leidl

Referent: Priv.Do. Dr. Dr.habil. H. Petry

Korreferent: Prof. Dr. Dr.habil. R. Hoffmann

Tag der Promotion: 24. Februar 1984

DISSERTATIONS - UND FOTODRUCK FRANK GmbH
8000 München 2, Gabelsbergerstraße 15, Tel. 2809090

Barbara
und der Familie Fuchs
gewidmet

INHALTSÜBERSICHT

	Seite
1. EINLEITUNG	1
2. LITERATUR	3
2.1. Zum ständig anwachsenden Wasserverbrauch	3
2.2. Das Abwasserabgabengesetz	7
2.3. Ein Beispiel zum Ausmaß der Belastung unserer Flüsse durch Schadstoffe	10
2.4. Testverfahren zur biologischen Qualitätskontrolle des Wassers	13
3. MATERIAL UND METHODIK	30
3.1. Versuchstiere und ihre Haltung	30
3.2. Motilitätsmessung	32
3.2.1. Meßprinzip	32
3.2.2. Magnetmarkierung der Testfische	32
3.3. Versuchsanordnung	37
3.3.1. Aufbau und Funktion der Meßplatte	37
3.3.2. Aufbau der Testbecken	39
3.3.3. Aufbau einer mobilen Meßstation für Feldversuche	43
3.3.4. Aufbau und Funktion eines absenkbaren Gitterkäfigs für Feldversuche	43
3.3.5. Registrierung der Meßwerte	45
3.3.6. Bestimmung der Schadstoffkonzentration (Reaktionswert)	48
3.4. Untersuchungen zur physiologischen Motilität von Forellen	53
3.4.1. Untersuchung des Tag-Nacht-Rhythmus	54
3.4.2. Auswirkungen von Dauerlicht auf die Motilität	54
3.4.3. Beeinflussung der Motilität durch Luftdruckschwankungen	55

	Seite
3.4.4. Beeinflussung der Motilität durch Erschütterungen und Geräusche	55
3.5. Untersuchungen zur Motilitätsänderung von Forellen bei Zugabe von Schadstoffen ins Wasser (Labortests)	56
3.5.1. Quecksilber	59
3.5.2. Cadmium	59
3.5.3. Blei	59
3.5.4. Benzin	59
3.5.5. Heizöl	60
3.5.6. TEGO (Detergens)	60
3.5.7. PER (organisches Lösungsmittel)	60
3.5.8. LINDAN (Insektizid)	60
3.6. Untersuchung der Auswirkung eines handelsüblichen Detergens auf die Motilität von Forellen bei wiederholter Zugabe	61
3.7. Auswirkung von gechlortem Trinkwasser auf die Motilität von Forellen	62
3.8. Durchführung von Motilitätstests in einer Kläranlage mit Hilfe einer mobilen Meßstation (Feldversuche)	62
3.8.1. Funktionsweise des Klärwerks	62
3.8.2. Vorversuche: Eingewöhnung und Kontrolle der "normalen" Motilität der Testfische	65
3.8.3. Entnahme des zum Motilitätstest verwendeten Abwassers	66
3.8.4. Motilitätstests bei Zufuhr unterschiedlicher FW/AW-Gemische	66
3.8.5. Motilitätstests bei Dauerbelastung mit einem FW/AW-Gemisch von 5 : 1	68
4. ERGEBNISSE UND DISKUSSION	69
4.1. Die Forelle als brauchbarer Schadstoffindikator im Motilitätstest	70
4.2. Motilitätsänderungen bei der Forelle infolge Beeinflussung natürlicher Umweltfaktoren	72

	Seite
4.3. Nachweis verschiedener Schadstoffe mit Hilfe des Motilitätstests	74
4.3.1. Schwermetalle (Quecksilber, Cadmium, Blei)	76
4.3.2. Benzin und Heizöl	80
4.3.3. TEGO (Detergens)	82
4.3.4. PER (organisches Lösungsmittel)	84
4.3.5. LINDAN (Insektizid)	85
4.4. Wiederholungsversuch zur Wirkung von Detergentien	87
4.5. Nachweis von gechlortem Trinkwasser mittels Motilitätstest	89
4.6. Erprobung des Motilitätstests in einer Kläranlage	90
4.7. Der Motilitätstest, ein brauchbares Frühwarnsystem bei der kontinuierlichen Gewässerkontrolle	93
5. ZUSAMMENFASSUNG	122
Summary	124
6. LITERATURVERZEICHNIS	126
LEBENS LAUF	

1. EINLEITUNG

Für das Leben auf unserer Erde hat das Wasser neben der Luft besondere Bedeutung. Wasser ist bekanntlich Hauptbestandteil der belebten Materie, sei es tierischer oder pflanzlicher Art.

Die in den vergangenen 100 Jahren einsetzende, ständig sich weiter entwickelnde Technisierung und Industrialisierung führt zu einer immer größer werdenden Belastung unserer natürlichen Gewässer. Sie werden zur Energiegewinnung, als Transportwege und in unverantwortlicher Weise zur Beseitigung von Abfällen unterschiedlichster Provenienz genutzt. Wasser wird weiterhin gebraucht bei der agrarischen und industriellen Produktion sowie allgemein zur Hygiene des Menschen. Durch all diese Nutzungsformen wird das Medium Wasser mittlerweile in beängstigendem Maße belastet und ist deshalb in seiner Eigenschaft als Lebensraum für "wasseratmende" Kreaturen und als Trinkwasser für Mensch und Tier bedrohlich gefährdet.

In den Industriestaaten wird man sich in jüngster Zeit jedoch erfreulicherweise zunehmend der Notwendigkeit bewußt, die fortschreitende Belastung des Wassers durch Schadstoffe aufzuhalten und darüber hinaus die Verschmutzung der Gewässer wieder ständig weiter zu

reduzieren. Der Gesetzgeber hat diesbezüglich bereits durch entsprechende Verordnungen wie Trinkwasserschutzgesetz und Abwasserabgabengesetz reagiert.

Bekanntlich ist ein Gesetz jedoch nur so gut, wie es überwacht werden kann. Aufgrund der großen Anzahl der in die Gewässer abgegebenen verschiedenen toxischen Substanzen unterschiedlichster Provenienz ist eine effektive Gewässerkontrolle aber nur durch Ergänzung der physikalischen und chemischen Analysemethoden durch biologische Verfahren möglich. Als sehr geeignet hat sich hierbei der sogenannte Fischtest erwiesen, bei dem geeignete Versuchsfische als Schadstoffindikatoren verwendet werden. Als besonders empfindliches Fischtestverfahren hat PETRY (1975) den "Motilitätstest" mittels magnetmarkierter Forellen als Frühwarnsystem bei der kontinuierlichen Gewässerkontrolle vorgeschlagen.

In der vorliegenden Arbeit sollen das Einsatzspektrum dieses "Motilitätstests" an verschiedenen toxischen Substanzen dargestellt sowie die praktischen Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens überprüft werden.

2. LITERATUR

2.1. Zum ständig anwachsenden Wasserverbrauch

Wasser ist für uns eine der wichtigsten Ressourcen, die wir gemeinhin in der BRD noch als ständig sprudelnde Selbstverständlichkeit betrachten. Eine sich aber bereits in einigen Regionen abzeichnende Knappheit von einwandfreiem Trinkwasser macht diese Ressource bereits heute für Wissenschaftler und Politiker interessant.

Wasser ist zwar eine sich ständig erneuernde Ressource durch seinen natürlichen Kreislauf zwischen Atmosphäre, Land und Meer, der Mensch ist aber heute aufgrund moderner Technologie in der Lage, in diesen natürlichen Wasserkreislauf gravierend einzugreifen.

Von besonderer Bedeutung ist, daß er auf der einen Seite einen sehr schnellen Austausch von Oberflächenwasser (Seen, Flüsse) und Grundwasservorkommen vornehmen kann, auf der anderen Seite aber in der Lage ist, durch Sanierung von verschmutztem Wasser wieder eine bessere Wasserqualität zu erreichen. Hinzu kommt die Möglichkeit, Meerwasser als Trinkwasser nutzbar zu machen. Obwohl auch damit die Erneuerungskapazität für Wasser entscheidend positiv verändert wurde, ver-

brauchen wir zuviel Wasser, und der Trend zeigt weiterhin nach oben.

1980 wurde die gesamte Menge der auf der Erde geförderten mineralischen Rohstoffe sowie von Kohle, Erdöl, metallischen Erzen und Nichtmetallen auf etwa 8×10^9 Tonnen geschätzt. Im Vergleich dazu betrug der jährliche Gesamtwasserverbrauch 3×10^{12} Tonnen, d.h., der jährliche pro Kopf-Verbrauch belief sich auf 800 Tonnen, worin das gesamte für die Energieerzeugung, für Industrie und Landwirtschaft genutzte sowie das im Haushalt benötigte Wasser enthalten ist. Eine solche extensive Nutzung wird durch die Tatsache ermöglicht, daß Wasser als Allgemeingut betrachtet wird und deshalb in weiten Teilen der Erde kostenlos und in den dicht bevölkerten Industriestaaten noch sehr preiswert genutzt werden kann (z.B. 1982 in der BRD $1,85 \text{ DM/m}^3$). Nur in sehr wenigen Staaten, wie z.B. in den westlichen Bundesstaaten der USA, sind die Eigentumsrechte von Wasserressourcen festgelegt, während in der BRD eine solche Regelung nur unvollkommen vorliegt. Traditionelle Wassernutzungsrechte können somit nur unzureichende Richtlinien für eine zukünftige und effizientere Verteilung von Wasser liefern. Für den Gesamtwasserverbrauch auf der Erde gab DOXIA-DIS (1967) folgende Prognose ab: er schätzte den Ver-

brauch für 1975 auf $2412 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{Jahr}^{1)}$, für das Jahr 2000 auf $6500 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ und für das Jahr 2100 auf $23000 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{Jahr}$. Die Steigerung des Wasserverbrauchs erfolgt somit exponentiell und erreicht bereits im Jahr 2100 einen Wert, der dem geschätzten Gesamtvorrat für Süßwasser auf der Erde entspricht. In seiner Studie gibt DOXIADIS die größte Steigerung des Wasserverbrauchs im industriellen (Faktor 5) und im städtischen Bereich (Faktor 4,5) an. KALININ und BYKO (1969) gehen in ihrer Schätzung des zukünftigen Wasserverbrauchs noch weit über DOXIADIS' Prognose hinaus. Sie errechneten, daß der Verbrauch bereits im Jahr 2000 die Hälfte des Gesamtsüßwasservorrates erreicht haben wird.

Möglicherweise ist die Prognose über den Wasserbedarf übertrieben. Trotzdem sollten aber sehr bald einerseits Mittel und Wege gefunden werden, um den Wasserverbrauch pro industrieller und agrarischer Produktionseinheit reduzieren zu können. Andererseits darf die Verminderung der Wasserqualität durch Einleitung von Schadstoffen unterschiedlichster Provenienz nicht mehr wie bisher erfolgen. Weiterhin müssen die Sanierung und Wiederaufbereitung von gebrauchtem Wasser merklich verbessert werden. Eine unterstützende Maßnahme wäre auch die Verbesserung der Trinkwassergewinnung aus Meerwasser.

1) Der reale Gesamtverbrauch lag 1975 bei $2336 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{Jahr}$

Der Gesamtwasserverbrauch kommt in den einzelnen Ländern recht unterschiedlich zustande. So werden in der BRD vom gesamten Wasserverbrauch 20% im Haushalt, 10% in der Landwirtschaft und 70% in der Industrie verwendet. Im Vergleich dazu entfallen in den USA auf den Haushalt 10%, die Landwirtschaft 40% und die Industrie 50%, bzw. in der UdSSR auf den Haushalt 10%, die Landwirtschaft 50% und die Industrie 40% des jährlichen Gesamtwasserverbrauchs (WHITE, 1977). Der pro Kopf-Wasserverbrauch im Haushalt lag in der BRD 1981 bei 198 l/Tag. Dabei betrug der reine Trinkwasserbedarf nur 3 l! 45 l besten Trinkwassers rauschten durch die Spülbecken unserer Toiletten. Der Rest wurde für Körperhygiene, Wasch- und Spülmaschine, Gartenbewässerung und Autowaschen verbraucht (IMHOFF K.R. und K., 1976). Eine Vorstellung über den täglichen Wasserverbrauch einer größeren Stadt erhält man über die durchschnittlich anfallende Abwassermenge. Diese beträgt z.B. derzeit in MÜNCHEN $7 \text{ m}^3/\text{sec}$. Interessant sind in diesem Zusammenhang auch die Trinkwasserverluste von 10 - 40% im öffentlichen Leitungsnetz der Städte aufgrund veralteter Rohrleitungssysteme, die durch Brüche, Korrosionsschäden oder undichte Verbindungen charakterisiert sind (persönliche Mitteilung der FRAUNHOFER GESELLSCHAFT, STUTTGART).

2.2. Das Abwasserabgabengesetz

Um die Verunreinigung der Trinkwasserreserven in der BRD durch Abwasser aus Industrie und Haushalt möglichst gering zu halten, wurde im Sommer 1976 das Abwasserabgabengesetz verabschiedet. Danach sind Industrieunternehmen und Gemeinden angehalten, ihr anfallendes Abwasser nach "den anerkannten Regeln der Technik zu reinigen" (Zitat Gesetzestext). Unternehmen und Gemeinden, die dieser Reinigungspflicht nicht oder nur ungenügend nachkommen, müssen eine Abgabe bezahlen, deren Höhe sich nach der Abwassermenge und dem Grad der Verschmutzung des Abwassers richtet. Diese Abgaben werden dann für die Sanierung der bedrohten Gewässer ausgegeben. Im Jahr 1981 wurden so etwa 900 Millionen DM vom Staat vereinnahmt. Mit der Verabschiedung des Abwasserabgabengesetzes wurde den abwasserabgebenden Betrieben und Gemeinden eine Schonfrist von $4\frac{1}{2}$ Jahren eingeräumt zur Einrichtung oder Verbesserung von Vorrichtungen zur Abwasserklärung und -beseitigung. Nach dieser Frist (also ab Januar 1981) wurden dann die Abgaben entsprechend der Investitionshöhe eines Betriebes in die Reinigung seines Abwassers festgelegt. Diese Anrechnung ist noch bis 1984 möglich. In das Abwasserabgabengesetz wurde auch eine Härteklausel mit-

aufgenommen, die besonders schwer betroffenen Unternehmen bei triftigen Gründen die Möglichkeit einer Abgabenbefreiung bis 1989 einräumt. Von dieser Härteklauseel wollte z.B. insbesondere die Zellstoffindustrie profitieren, da sie einen enormen Wasserverbrauch hat. Andererseits steht aber das Abwasser dieses Industriezweiges fest als Hauptursache für die Belastung der Gewässer mit krebserzeugenden und Erbeigenschaften verändernden Stoffen. Auch die Unternehmen der Nichteisen-Metallindustrie wollen eine Abgabe entsprechend der Verschmutzung ihrer Abwässer mit Cadmiumabfällen nicht bezahlen und berufen sich auf die Härteklauseel. Mit Hilfe des "Cadmiumberichts" (s.u.) wurde der Haltung dieser Unternehmen entgegengetreten.

Das Abwasserabgabengesetz entpuppt sich also als relativ mild, denn es bietet zahlreiche Möglichkeiten, die Abgabe von Schadstoffen in die Gewässer auch weiterhin zu praktizieren. Wie dringend notwendig aber eine sofortige und absolute Unterbindung der Abgabe von verschiedenen toxischen Substanzen ins Wasser wäre, läßt sich am Beispiel des eben genannten Cadmiums darstellen ("Cadmiumbericht" des BERLINER Umweltbundesamtes, 1980): Cadmium verursacht bei Anreicherung im Körper Lungen-, Blut- und Nierenkrankheiten. Es wirkt vermutlich cancerogen und wird vom Körper kaum abgebaut

und ausgeschieden. Durchschnittlich nehmen die Deutschen "nur" 70% - 80% jener Menge an Cadmium auf, die nach der World Health Organization gerade noch "tolerierbar" ist. In Wildpilzen und Muscheln jedoch, sowie in Leber und Niere von Rind und Schwein, wurden schon gesundheitsgefährdende Konzentrationen gefunden (Cadmiumbericht BERLINER Umweltbundesamt, 1980). Nur aufgrund der geringen Ernährungsrelevanz der oben genannten und hoch belasteten Nahrungsmittel ist es noch zu keinen akuten Vergiftungsfällen bei Menschen gekommen. Andererseits liegen über die untere Toleranzschwelle einer cancerogenen Dosis für Cadmium noch keine fundierten Daten vor. Die Belastung durch Cadmium in der BRD ist aber so groß, daß bereits zwischen 10000 und 100000 Bürger, die älter als 50 Jahre sind, wegen der ständigen Aufnahme von Cadmium mit der Nahrung und seiner Kumulierung im Körper an einer Nierenerkrankheit leiden.

2.3. Ein Beispiel zum Ausmaß der Belastung unserer Flüsse durch Schadstoffe

Wie wichtig eine effektive Reduzierung der Schadstoffabgabe in unsere Flüsse wäre, sei am Beispiel der Elbe aufgezeigt, die sich in einem doppelten Dilemma befindet: Die Elbe ist eine der bedeutendsten Wasserstraßen der Welt. Einerseits sind an ihren Ufern große Industrieunternehmen angesiedelt und der Hafen Hamburgs ist der größte Westdeutschlands. Andererseits gehört die Elbe auch heute noch mit ihren ausgedehnten Uferzonen zu den wichtigsten ökologischen Systemen Europas mit einmaligen Lebensräumen für Pflanzen- und Tierwelt.

Aus diesem Fluß wurden 1920 noch 120000 Tonnen Elbfisch durch ca. 1200 Fischereifahrzeuge gewonnen. 1980 waren es gerade noch 20 Tonnen Fisch, die von 12 Berufsfischern aus dem Fluß gefangen wurden. Eine im März 1981 durchgeführte Untersuchung des Landwirtschaftsministeriums in KIEL ergab, daß mehr als 60% der seziierten Elbaale einen Quecksilbergehalt aufwiesen, der den durch das Lebensmittelgesetz festgelegten Maximalwert von 1 ppm um ein Vielfaches überstieg und somit für den menschlichen Genuß nicht nur ungeeignet, son-

dern äußerst gesundheitsgefährdend waren¹⁾.

Eine Untersuchung im Hamburger Hafen im Jahre 1978 ergab, daß auf dem Grund des Hafenbeckens 1218 t Schwermetall, darunter 321 t Kupfer, 621 t Zink und 124 t Blei abgelagert waren (LICHTFUSS, 1978). Als Hauptverursacher konnte eine Kupferhütte am MUGGENBURGER Kanal festgestellt werden. In den Abwässern dieses Betriebes wurden außerdem Cadmiumwerte ermittelt, die das 30000-fache des "normalen" Cd-Gehaltes im Elbwasser betrug.

Aber nicht nur die Belastung durch Einleitung von Schadstoffen lassen die Elbe sterben. Durch die ständig erweiterte Eindeichung des Flusses gingen wertvolle Regionen für die Fische als Aufenthalts- und Aufzuchtgebiete verloren. Durch den schnelleren Wasserabfluß kam es einerseits zu einer eklatanten Verminderung der Selbstreinigungskraft des Flusses und andererseits zu einer vermehrten Abschwemmung von Schadstoffen in die Nordsee. Nach einem Bericht des Umweltbundesamtes BERLIN aus dem Jahre 1979 wiesen bereits bis zu 30% der

1) In diesem Zusammenhang sei auf die Katastrophe in der japanischen Stadt MINAMATA im Jahre 1960 erinnert, bei der 200 Menschen ums Leben kamen und die bei einigen hundert Menschen zu jahrelangem Siechtum führte. Die Opfer hatten mit Quecksilber verseuchte Meeresfische gegessen. Verursacher war ein Industrieunternehmen, welches in den 50-er Jahren quecksilberhaltiges Abwasser in das betreffende Fischfanggebiet einleitete.

in der Elbmündung und in Küstennähe gefangenen Fische pathologische Veränderungen auf. Auffallend waren besonders Zellwucherungen am Maul beim Aal (Blumenkohlkrankheit) und krebsartige Hautauswüchse beim Butt (Himbeerkrankheit).

Von einer Qualitätsverbesserung unserer Gewässer durch eine infolge der Verabschiedung des Abwasserabgabengesetzes wirksamere Überwachung und damit verbundenen reduzierten Schadstoffeinleitung kann noch nicht überall gesprochen werden. Solche Qualitätsverbesserungen sind manchmal auch nur von kurzer Dauer oder scheinbarer Natur. So wurde 1979 von einem deutlichen Anstieg der Wasserqualität im Rhein berichtet. Darauf stellte SONTHEIMER¹⁾ fest, daß diese Wasserverbesserung nicht auf neu erstellte bzw. besser funktionierende Kläranlagen oder andere Umweltschutzmaßnahmen zurückzuführen sei, sondern hauptsächlich durch den besonders niederschlagsreichen Sommer 1978 bedingt war.

1) persönl. Mitteilg., Wasserforschungsinstitut, Universität Koblenz

2.4. Testverfahren zur biologischen Qualitätskontrolle des Wassers

Mit der Erkenntnis einer ständig zunehmenden Gefährdung unserer Flüsse und Seen durch Einleitung anthropogener toxischer Stoffe werden seit längerem zunehmend Methoden zur Qualitätskontrolle eines Gewässers entwickelt.

Die zur Zeit noch am häufigsten angewendete Methode zur Überwachung der Gewässer ist die chemisch-physikalische Wasseranalyse. Mit diesem Verfahren lassen sich kontinuierlich aber nur einige sehr wenige, die Wasserqualität beeinflussende Parameter erfassen. Hierzu gehören vor allem Temperatur, Sauerstoffgehalt, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Farbe und Trübungsgrad des Gewässers. Für den Nachweis chemischer Inhaltsstoffe bedarf es jedoch der labormäßigen Analyse und dazu müssen dem Gewässer in bestimmten Zeitabständen Wasserproben entnommen werden. Dieses Vorgehen ist arbeits- und zeitaufwendig. Andererseits ist bei dieser intermittierenden Analyse insbesondere bei Fließgewässern die Wahrscheinlichkeit sehr groß, daß gerade dann keine Wasserproben entnommen werden, wenn eine Schadstoffwelle an der Entnahmestelle vorbeiströmt. Auch ist es bei un-

terschweligen Konzentrationen schwierig festzustellen, inwieweit durch eine Anreicherung des betreffenden Schadstoffes in Pflanzen und Gewässergrund die Qualität des Wassers für Tier und Mensch nachteilig beeinflusst wird. Weiterhin kann durch Interaktion zwischen einzelnen Substanzen, die in nicht toxischer Konzentration in dem Gewässer gemessen wurden, durchaus eine für Fische oder andere Wasserorganismen bedrohliche "Gesamttoxizität" bestehen.

Es werden deshalb zur kontinuierlichen Gewässerkontrolle zunehmend biologische Verfahren entwickelt, bei denen Wasserpflanzen, vor allem aber Wassertiere als Schadstoffindikatoren verwendet werden. Diese biologischen Tests sind unspezifisch, und die eine Änderung der Wasserqualität bewirkenden Substanzen müssen simultan im Labor mittels physikalisch-chemischer Analyse definiert werden. Mit Hilfe der Tests ist aber i.d.R. eine kontinuierliche Überwachung des Gewässers möglich, und sehr oft erlauben sie eine sofortige Anzeige der Verminderung der Wasserqualität.

Häufig benutzt man Mikroorganismen zur Durchführung der biologischen Gewässerkontrolle. So haben HARRISS et al. (1970) auf die Möglichkeit, die Assimilationsrate von Algen als Bewertungsmaßstab für die Wasser-

qualität zu nutzen, hingewiesen. Besondere Bedeutung hat der bereits allgemein bekannte BSB, der biologische Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen, durch den der Grad der organischen Verschmutzung des Gewässers erkennbar ist. Der BSB ist deshalb auch maßgebend bei der Steuerung und Überwachung moderner Kläranlagen auf biologischer Basis. ROTH und SHIGINAKA (1970) schlugen vor, die unterschiedliche Dauer der Pseudopodienretraktion beim Sontierchen (Heliozoa Edinosphaerium) in schadstoffbelastetem Wasser als Bewertungskriterium zu nutzen und zeigten damit die Möglichkeit des Einsatzes von Protozoen bei der Gewässerüberwachung. Schließlich wiesen BESCH et al. (1977 a) auf die unterschiedliche Ausgestaltung des Netzes der Köcherfliegenlarve in Abhängigkeit zu Schadstoffart und Schadstoffmenge hin, was somit ebenfalls für die biologische Gewässerkontrolle genutzt werden kann (sog. Hydropsychetest).

Als Methode der Wahl für die kontinuierliche Gewässerüberwachung scheint sich jedoch der sog. Fischtest zu erweisen, der im Vergleich zu einem schnellen und aussagekräftigen Ergebnis führt. Die verschiedenen, bis heute vorgeschlagenen Fischtest-Verfahren lassen sich wie folgt einteilen (PETRY, 1982):

Der Toxizitätstest klärt die Frage, ob eine Substanz fischtoxisch ist oder nicht, während beim Gewässertest die Versuchsfische direkt als Indikator zur Prüfung einer Änderung der Wasserqualität durch giftige Substanzen dienen. Beide Untersuchungen können als Kurzzeit- oder Langzeittest ausgeführt werden. Beim Kurzzeittest verwendet man hohe Schadstoffkonzentrationen zur Auslösung einer akuten Reaktion; im Langzeittest dagegen prüft man über einen längeren Zeitraum hinweg bei niedrigen Schadstoffkonzentrationen die Möglichkeit einer chronischen Schädigung. Man spricht weiterhin von einem statischen Test, wenn das Wasser im Untersuchungsgefäß nicht bewegt wird bzw. von einem dynamischen Test, wenn dieses von dem zu prüfenden Wasser ständig durchströmt wird. Je nach Testkriterium ist außerdem zu unterscheiden zwischen Letalitätstest (Kriterium: Tod der Testfische), Schwächungstest (Kriterium: Schwächung der Testfische) und Motilitätstest (Kriterium: Motilitätsänderung der Testfische).

Zur Durchführung des Letalitätstests werden geeignete Versuchsfische für einen bestimmten Zeitraum mit dem schadstoffhaltigen Wasser belastet. Als Bewertungskriterium für die Toxizität des Schadstoffes

gilt dann die letale Konzentration LC, die angibt, wie viele Fische den Test nicht überlebt haben (z.B. LC_{50} = 50% der Testfische sind gestorben). Der Letalitätstest mit standardisierten Goldorfen (*Leuciscus Idus Melantodus*) wurde besonders von MANN (1975) befürwortet, der ihn als "Deutsches Einheitsverfahren zur Prüfung der Wirkung von chemischen Stoffen auf Fische" vorgeschlagen hat.

Im Wasser auftretende Schadstoffe lassen sich im Vergleich zum Letalitätstest mit Hilfe des Schwächungstests in weitaus geringeren Konzentrationen erfassen. Bei diesem Verfahren nutzt man das Verhalten der Fische in horizontal strömendem Wasser entweder ortsfest zu bleiben (Rheomenotaxis) oder dagegen anzuschwimmen (Rheotaxis). In Gegenwart von Schadstoffen verlieren die Fische durch Schwächung oder Lähmung diese Fähigkeit und werden mit der Wasserströmung abgetrieben. Letzteres wird in den verschiedenen Testvorrichtungen in unterschiedlicher Weise registriert.

Zur Durchführung des Verfahrens konstruierten FRY und HART (1948) einen rotierenden Ringkanal, der später von HAMMOND und HICKMANN (1966) modifiziert wurde: Durch die Reibung des Wassers an der Wand des Ring-

kanals bildete sich bald nach Inbetriebnahme des Gerätes eine der Rotationsrichtung folgende Wasserströmung aus. Unter normalen Bedingungen verblieben die gegen diese Strömung anschwimmenden Testfische an der gleichen Stelle im Ringkanal, während sie in Gegenwart von Schadstoffen geschwächt und somit nun durch die Rotationsströmung abgetrieben wurden. ZAHNER (1962) benutzte dagegen einen geraden und stationären Testkanal, der horizontal vom Wasser durchströmt wurde. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde in Abhängigkeit zu den jeweiligen Versuchsfischen so einreguliert, daß diese ortsfest im Testkanal verblieben. Bei Auftreten eines erregungssteigernden Schadstoffes reagierten die Fische mit einer positiven Chemo-Rheotaxis und hielten sich im vorderen Bereich des Testkanals auf. Bei Schadstoffen mit lähmender Wirkung dagegen wurden sie in den hinteren Bereich abgetrieben.

Eine sehr einfache, jedoch nur bei kleinen Versuchsfischen anwendbare Methode wurde von CARTER (1962) vorgestellt: Die Testfische werden in einem Gefäß gehalten, in dem durch einen sogenannten Magnetrührer eine entsprechend starke, rotierende Wasserströmung erzeugt wird. Werden die Fische durch Zugabe von Schadstoffen geschwächt, sind sie nicht mehr in

der Lage, gegen die Strömung anzuschwimmen und treiben unkontrolliert im Gefäß umher.

Ein Testbecken in "Arenaform" benutzten erstmals ERMISCH und JUHNKE (1973). Das Becken wurde horizontal von Wasser durchströmt. Im Bereich des hinteren Testraums befand sich ein Gitter aus Nylonfäden, gegen das die Versuchsfische bei Schwächung durch Schadstoffe abgetrieben wurden. Es wurden dann über Drucksensoren elektrische Impulse zur Alarmgebung ausgelöst.

Eine Weiterentwicklung und wesentliche Empfindlichkeitsverbesserung erfuhr das Arenabecken durch BESCH et al. (1974). Der Testraum wurde durch zwei gegenüberliegende Lamellengitter begrenzt und im hinteren Bereich durch Lichtschranken überwacht. Dort wurde auch eine Scheuchanlage installiert, ähnlich der von VIVIER (1972) benutzten Vorrichtung. Damit wurde erreicht, daß nur durch Schadstoffe geschwächte Versuchsfische durch das horizontal strömende Wasser in den hinteren Bereich des Testraumes abtrieben und über die Lichtschranken Alarm auslösten. Die nicht geschwächten Tiere dagegen mieden infolge eines Lernprozesses diesen durch die Scheuchanlage abgesicherten Bereich des Testraumes. In dem Becken wurde außerdem durch geeignete Maßnahmen die Oberflächenströmung

des Wassers verstärkt, ausgehend von der Feststellung SCHERER's (1975), daß nur gesunde Fische die Wasseroberfläche meiden. In dem Arenabecken treiben demnach nur schadstoffgeschwächte Tiere nach oben, geraten damit in die verstärkte Oberflächenströmung und werden deshalb eher in den Registrierbereich abgetrieben. REIMANN (1974) kritisierte die Methodik von BESCH et al. (1974), da durch die andauernde horizontale Wasserströmung die Testfische bereits geschwächt würden. Er schlug deshalb eine Vertikalbeströmung des Testbeckens vor, wobei als Kriterium für eine Schadstoffschwächung der Versuchsfische ihr "an die Oberfläche schwimmen" zu werten ist. BESCH et al. (1977 b) reagierten hierauf durch eine Vorrichtung mit einer alternierend horizontalen und vertikalen Wasserströmung in ihrem Testbecken, wobei die Schadstofftests nur bei horizontaler Wasserströmung durchgeführt wurden.

Zu erwähnen ist noch ein Verfahren zur Durchführung des Schwächungstests, welches von LINDAHL und SCHWANBOM (1971) sowie LINDAHL et al. (1976) entwickelt wurde. Dabei befindet sich der Fisch in einer horizontal durchströmten Röhre, die um ihre Längsachse schwach rotiert. Das zunächst nur horizontal einströmende Wasser wird dadurch zunehmend in eine leich-

te rotierende Strömung umgewandelt. Ein unbelasteter Fisch ist in der Lage, diese Rotationsströmung auszugleichen und sich in physiologisch üblicher Position im Raum zu halten; ein schadstoffgeschädigter Fisch dagegen wird durch die Wasserströmung in eine um seine Körperlängsachse taumelnd-rotierende Bewegung gebracht.

Die Durchführung von Toxizitätstests zum Nachweis von im Wasser vorhandenen Schadstoffen ist auch durch Anwendung der sogenannten Streifenzyklindermethode möglich. Eine solche Methode beschrieben z.B. SHIRER et al. (1968): Ein zylindrisches Aquarium ist von einem senkrecht schwarz-weiß gestreiften Mantelzylinder umgeben, der um das Aquarium rotiert. Ab einer bestimmten Rotationsgeschwindigkeit des Mantelzylinders wird bei den Testfischen eine zwingende Nachfolgereaktion ausgelöst, d.h., sie schwimmen, den Rotationsbewegungen des Mantelzylinders folgend, der Beckenwand entlang. Diese optomotorische Reaktion bleibt bei einer Beeinträchtigung der Fische durch Schadstoffe aus.

Den Schwächungstest-Verfahren zuzuordnen ist auch der sogenannte Nilhecht-Test, der seit einiger Zeit von den Wasserwerken der Stadt GÜPPINGEN zur konti-

nuierlichen Trinkwasserkontrolle eingesetzt wird. Der Nilhecht (*Gnathonemus petersi*), ein etwa 10 - 20 cm großer, im Nil vorkommender lichtscheuer Schlammwühler, erzeugt in besonderen Organen elektrische Impulse, deren Frequenz sich in Abhängigkeit zum Wohlbefinden des Tieres ändert. Dieses Phänomen versucht man im Hinblick auf eine Gewässerkontrolle zu nutzen. In den GÜPPINGER Wasserwerken wurde zur Durchführung des Nilhecht-Tests ein 180 x 120 x 60 cm großer Testschrank entwickelt, durch den vor der Abgabe an die Stadtwerke ein aliquoter Teil des Trinkwassers strömt¹⁾. Das zu prüfende Wasser gelangt nach Aufheizung auf $26 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ und Sauerstoffsättigung in den 30 x 15 x 15 cm großen, mit einem Nilhecht besetzten Testraum. In dem Testraum sind Plattenelektroden angeordnet, die die von dem Nilhecht ausgesendeten elektrischen Impulse aufnehmen. Die Impulse werden nach Verstärkung auf einem Digitalanzeiger sichtbar gemacht bzw. einem Computer zugeleitet. Normalerweise gibt ein gesunder Nilhecht in sauberem Wasser 400 - 800 Impulse/min ab. Die Frequenz sinkt bei Verminderung der Wasserqualität deutlich ab. Diesbezügliche Versuche zeigten, daß ein Abfallen der Impulse unter 100/min über eine Dauer

1) persönl. Mitteilg. der Stadtwerke GÜPPINGEN durch
Durchschrift vom 08.12.81

von 10 Minuten mit Sicherheit den anschließenden Tod des Fisches zur Folge hat. In der vorliegenden Anlage wird eine Impulszahl von 200/min vorgegeben. Wird diese für länger als 2 Minuten unterschritten, wird selbsttätig Alarm ausgelöst und entsprechende Maßnahmen werden eingeleitet.

Bevor Fische durch im Wasser auftretende Schadstoffe geschwächt oder gar getötet werden, ändert sich sichtbar ihr Bewegungsverhalten. Dabei ist die Bewegungsaktivität der Tiere meistens gesteigert, seltener auch vermindert. Die Feststellung solcher Motilitätsänderungen, also ein Motilitätstest, ist somit im Vergleich zu den oben angeführten Letalitäts- und Schwächungstests weitaus empfindlicher und aussagekräftiger, da mit ihm im Wasser vorhandene Giftstoffe bereits in sehr niedrigen Konzentrationen erfaßt werden können.

Das methodische Problem des Motilitätstests liegt in der Schwierigkeit der meßtechnischen Aufzeichnung der Bewegungsaktivität von Fischen. Viele Meßprinzipien, die bei landlebenden Versuchstieren mit Erfolg angewendet werden, sind bei Fischen wegen ihrer räumlichen Fortbewegungsweise im Wasser unbrauchbar.

Die nachfolgend zitierten Vorschläge zur Registrierung der Motilität von Fischen läßt diese Problematik erkennen.

CORTI und WEBER (1948) orientierten sich an dem zu Bewegungsmessungen an Ratten und Mäusen sehr häufig eingesetzten Schwing- bzw. Zitterkäfig und hielten ihre Versuchsfische in kleinen, frei aufgehängten Behältern. Als Maß für die Spontanaktivität der Fische wurden die durch die Bewegungen der Tiere verursachten Elongationen der Behälter registriert. In sehr einfacher Weise konnten HEMPEL et al. (1956) die Ruhephasen und Aktivitätsperioden von Flundern erfassen. Sie setzten diese Fische in einen leichten Gitterkäfig ein, der frei beweglich in einem Aquarium aufgehängt und mit einer Hebelwaage verbunden war. In den Aktivitätsperioden schwammen die Flundern frei im Wasser umher, die Hebelwaage zeigte dabei deshalb nur das Gewicht des Käfigs an. In den Ruhephasen dagegen lagen die Tiere auf dem Käfigboden, und infolge dieser zusätzlichen Belastung zeigte die Hebelwaage einen entsprechend höheren Wert an.

Es leuchtet ein, daß zur Motilitätsmessung bei Fischen nur Verfahren mit einem berührungsfrei arbeitenden Meßwertaufnehmer erfolgversprechend sein können.

Verschiedene Autoren versuchten deshalb, die Motilität von Versuchsfischen über die durch die Tierbewegungen bewirkten Wasserbewegungen zu ermitteln. So verwendete z.B. SPOOR (1946) ein vierflügeliges Rad aus Aluminiumfolie, welches durch einen kleinen Gitterkäfig geschützt, frei in dem Aquarium aufgehängt war. Bei verstärkter Bewegungsaktivität der Versuchsfische verstärkte sich auch die Wasserbewegung im Aquarium und übertrug sich auf das Aluminiumpaddel. Durch die Bewegung des Paddels wurde dann in dessen Aufhängung ein Kontakt getätigt und registrierbare elektrische Impulse erzeugt. Bei der von RUHLAND und HEUSNER (1959) beschriebenen Vorrichtung ist eine Stromelektrode dicht oberhalb und eine zweite Elektrode dicht unterhalb der Wasseroberfläche in dem mit Versuchsfischen besetzten Becken installiert. Durch Bewegungen der Fische entstehen Oberflächenwellen, wodurch der Stromkreis über die beiden Elektroden entsprechend oft ein- und ausgeschaltet wird. Die dadurch entstehenden registrierbaren Stromimpulse sind ein Maß für die Bewegungsaktivität der Fische.

Ein Verfahren zur Motilitätsmessung bei Fischen auf thermischer Basis stellten BEAMISH und MOOKHERJII (1964) vor. Sie befestigten in ihrem Versuchsaquarium

in unmittelbarer Nähe des Heizstabes einen hochempfindlichen Thermoregler. Bewegungsaktivitäten der Versuchsfische bedingten erhöhte Wasserbewegungen in dem Becken, wodurch sich der Wärmeverlust des Aquariums nach außen entsprechend erhöhte. Damit wurde die Heizung in solchen Aktivitätsperioden länger und öfter eingeschaltet als im Verlauf von Ruhephasen der Fische. Eine ähnliche thermische Meßmethode veröffentlichten HEUSNER und ENRIGHT (1966). Sie installierten in dem Versuchsbecken zwei Thermistoren, von denen der eine durch ein Ummantelungsrohr gegen abkühlende Wasserströmungen weitgehend geschützt war. Bewegten sich die Versuchsfische in dem Becken, wurde der frei montierte Thermistor durch die entstehende Wasserbewegung verstärkt abgekühlt. Die dann in den Thermistoren vorliegenden unterschiedlichen Widerstandswerte wurden über eine sogenannte WHEATSTONE'sche Meßbrücke als Maß für die Fischmotilität registriert.

Auch die Bewegungsmessung nach dem sogenannten Lichtschrankenprinzip wurde erprobt. KLEEREKOPER et al. (1970) beispielsweise installierten an ihrem Versuchs-aquarium zahlreiche Lichtschranken in verschiedenen Ebenen und konnten somit nicht nur Lokomotionen,

sondern auch in gewissem Umfang die Lokalmotilitäten der Versuchsfische erfassen. HAFEEZ und BARBER (1976) benutzten die optische Bewegungsmessung in Verbindung mit einem ringförmigen Versuchsbecken. Um den vom Zentrum aus durch eine Infrarotlampe beleuchteten Ringkanal bewegte sich ein mit Fotozellen bestückter Rotorarm. Auf diese Weise konnte der jeweilige Aufenthaltsort der Versuchsfische in dem Ringkanal sowie ihre Lokomotionen gegenüber fester, an der Wand des Ringkanals angebrachter Positionsmarken registriert werden.

BYRNE (1970) verwendete ebenfalls einen Ringkanal als Versuchsbecken, an dem er in bestimmten Abständen Ultraschallsensoren befestigt hatte. Vorbeischwimmende Versuchsfische unterbrachen diese Ultraschallschranken und lösten dadurch registrierbare Impulse aus. CUMMINGS (1963) sowie MEFFERT (1968) nutzten den durch sich bewegende Fische auftretenden DOPPLER-Effekt von Ultraschallwellen zur Motilitätsmessung aus: Das Aquarium wird mit Ultraschallwellen beschickt, deren Frequenz sich durch Reflexion an den umherschwimmenden Fischen ändert. Aus der Frequenzverschiebung der durch einen Transducer aufgenommenen reflektierten Ultraschallwellen gegenüber den von der Meßapparatur ausgesendeten Primärwellen

schlossen die Autoren auf die Bewegungsaktivität ihrer Versuchsfische.

Auch magnetische Wellen wurden zur Registrierung der Bewegungsaktivitäten von Fischen genutzt. LILLELUND (1967) befestigte an Versuchsfischen kleine Dauermagnete und konnte mit einer Sonde, wie sie zum Aufsuchen magnetischer Störfelder dient, Motilitäten der Tiere durch dadurch bedingte Veränderungen des magnetischen Feldes registrieren. In ähnlicher Weise ermittelten DE GROOT und SCHUYF (1967) das Bewegungsverhalten von Plattfischen.

Die oben angeführte Motilitätsmessung nach dem Prinzip der Magnetinduktion hat dann PETRY (1970 a,b,c; 1982 a) in anderem Zusammenhang neu entdeckt und ihre allgemeine Anwendung für alle Versuchstierarten ausgebaut. PETRY erkannte auch die Anwendbarkeit und Bedeutung eines Motilitätstests für die biologische Gewässerkontrolle. In orientierenden Versuchen zur diesbezüglichen Erprobung des Motilitätstests hat PETRY (1975, 1976) seinen Versuchsforellen den Permanentmagneten zunächst äußerlich am Unterkiefer befestigt und die Tiere einzeln in einer mit zahlreichen

Drahtwindungen umwickelten Plexiglasröhre gehalten. Bei jeder Bewegung des magnetmarkierten Testfisches wurde in der Drahtspule ein Spannungsstoß induziert, der in geeigneter Weise registriert wurde. Die Methodik wurde dann später dahingehend verbessert, daß der Permanentmagnet dem Testfisch in die Leibeshöhle implantiert worden ist (PETRY, 1977 a). Außerdem wurde der Versuchsfisch frei beweglich in einem größeren Testbecken mit einer untergeschobenen, aus mehreren Drahtspulen erstellten Meßplatte gehalten.

Die prinzipielle Brauchbarkeit des Motilitätstests mit Hilfe magnetmarkierter Forellen zum Nachweis von Schadstoffen im Wasser wurde von PETRY (1976; 1982 b) und von EICHELBERGER (1982) in einigen Labortests untersucht.

3. MATERIAL UND METHODIK

3.1. Versuchstiere und ihre Hälterung

Als Testfische wurden Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri*) verwendet. Es wurde streng darauf geachtet, daß die von einer MÜNCHENER Forellenzucht bezogenen, etwa zwei Jahre alten (zweisömmrigen) Fische stets parasitenfrei und gesund waren. Das Durchschnittsgewicht der Tiere lag zwischen 270 - 320 g, ihre Körperlänge schwankte zwischen 28 - 33 cm. Auf das Geschlecht der Fische wurde nicht geachtet, da dies für den Test ohne Bedeutung war.

Die Versuchsfische wurden zunächst 6 Wochen lang in einem 400 l Kunststoffbecken bei Dauerbeleuchtung gehalten (Besatzdichte 1 Fisch/20 l Wasser). Das Becken wurde kontinuierlich mit 40 l frischem Leitungswasser pro Minute durchströmt, was eine zusätzliche Diffusorbelüftung unnötig machte. Gelegentlich im Leitungswasser auftretendes Chlor (Chlorung durch das Wasserwerk bei langandauernden, heftigen Regenfällen) wurde durch einen Aktivkohlefilter abgefangen. Die Wassertemperatur in dem Becken lag zwischen 10,0 - 11,5°C; der Sauerstoffgehalt des Wassers unterschritt 9,5 ppm nicht.

Die Tiere wurden täglich um 9 Uhr mit handelsüblichem Forellenalleinfutter¹⁾ ad libitum gefüttert. Nach der 6-wöchigen Vorhälterungszeit, die eine weitere Selektion evtl. beim Kauf latent kranker Tiere ermöglichte, erfolgte die Magnetimplantation (s.u.) der Testfische. Nach einer Einheilungszeit von weiteren 2 Wochen wurden die Tiere in die Testbecken (s.u.) umgesetzt und dort ebenfalls bei Dauerlicht noch mindestens 2 Wochen bis zum Versuchsbeginn eingewöhnt. Für die Versuche wurden nur Tiere verwendet, die durch die Magnetimplantation kein abweichendes Verhalten zu unmarkierten Kontrolltieren zeigten und somit nicht in ihrem Wohlbefinden gestört waren. Dies wurde überprüft durch stetige Beobachtung von Motilität, Freßverhalten, Kotabsatz, Hautfärbung und Atemfrequenz. Die magnetmarkierten Versuchsforellen wurden in den Testbecken unter denselben Bedingungen (Fütterung, Beleuchtung, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt) wie im Hälterungsbecken gehalten.

1) ALMA-Forellenfutter 45, Fa. F. BOTZENHARDT, Kempten

3.2. Motilitätsmessung

3.2.1. Meßprinzip

Die hier eingesetzte Motilitätsmessung basiert auf dem Prinzip der Magnetinduktion (PETRY, 1970 a,b,c): Wird ein Permanentmagnet im sensiblen Bereich einer Drahtspule bewegt, so wird in den Drahtwindungen eine elektrische Spannung induziert. Die Größe dieser Spannung ist direkt proportional zur Geschwindigkeit der Magnetbewegung. Man kann also die durch die Körperbewegungen eines magnetmarkierten Versuchstieres in einer Drahtspule induzierten Spannungsschöße als Maß für die tierische Bewegungsaktivität registrieren.

3.2.2. Magnetmarkierung der Testfische

Die Befestigung des Dauermagneten am Testfisch erfolgte durch Implantation des Magneten in die Leibeshöhle des Tieres (PETRY, 1977 a).

Die Magnete waren 19 x 8 x 5 mm große Stabmagneten mit einem Gewicht von etwa 5 g; sie wurden handelsüblichen Magnet-Türschließern entnommen. Erfahrungsgemäß hatten diese Magnete recht unterschiedliche Feldstärken, und sie wurden deshalb vor ihrer Verwendung wie folgt ge-

prüft: Mit Hilfe einer gleichmäßig rotierenden Scheibe wurden die Magnete in gleicher Polarisierung und in gleichem Abstand an einer Drahtspule vorbei bewegt. Die dadurch in der Spule induzierten Spannungsstöße wurden als Maß für die Feldstärke der Magnete von einem 2-Kanal-Kompensationslinienschreiber¹⁾ aufgezeichnet. Anhand der so erhaltenen Diagramme konnten dann die Magnete mit nahezu gleicher Feldstärke aus den Prüflingen herausgefunden werden.

Für die Implantation war eine Vorbehandlung der Magnete nicht nötig. Sektionen von mehreren magnetmarkierten Kontrollfischen zeigten nämlich, daß schon nach 10 Tagen sich eine gleichmäßige, bindegewebige Einwachsung um den Stabmagneten bildete, die das Tier vor inneren Verletzungen schützte.

Zur Implantation wurde der Fisch in einer Plastikwanne mit MS 222²⁾ narkotisiert (100mg/l Wasser), dann auf einer bewässerten Schaumstoffunterlage in rechter Seitenlage fixiert. Auf der linken Körperseite wurde nun daumenbreit hinter dem Brustflossengelenk ein etwa 10 mm langer, dem Grätenverlauf folgender Schnitt durch die Haut gesetzt. Die die Bauchhöhle bedeckende Muskelschicht wurde mit einem abgerundeten Glasstab

1) KOMPENSOGRAPH III, SIEMENS

2) Metacain-Methansulfonat, SANDOZ

stumpf durchstoßen. Durch die entstandene Öffnung wurde der zuvor in 70%-igem Alkohol desinfizierte Magnet eingebracht und mit Hilfe des Glasstabes am ventralen Grund der Bauchhöhle des Fisches in dessen Körperlängsachse eingerichtet. 0,5 ml einer OMNACILLIN-Suspension¹⁾, durch die Operationswunde in die Leibeshöhle verbracht, sicherten eine ausreichende Infektionsprophylaxe. Die Wunde wurde weder vernäht noch verklebt.

Eine "Beatmung" des Fisches mit Frischwasser während der Implantation des Magneten war wegen der Kürze des Eingriffs (ca. 45 Sekunden) nicht nötig. Nach der Operation wurde der Fisch in das Hälterungsbecken zurückverbracht. In der Regel war die Operationswunde nach 8 - 10 Tagen vollständig verheilt. Eine Auswirkung des Magnetgewichtes auf die sehr empfindliche Schwerpunktlage des Fisches war aufgrund der gewählten Implantationsstelle nicht zu beobachten.

1) OMNACILLIN-Suspension, HOECHST

Die Lokalisation des implantierten Magneten zeigt die in Abbildung 1 wiedergegebene Röntgenaufnahme einer magnetmarkierten Forelle. Aus der Abbildung 2 ist das problemlose Einwachsen des Magneten in das Bindegewebe in der Leibeshöhle des Testfisches zu erkennen.

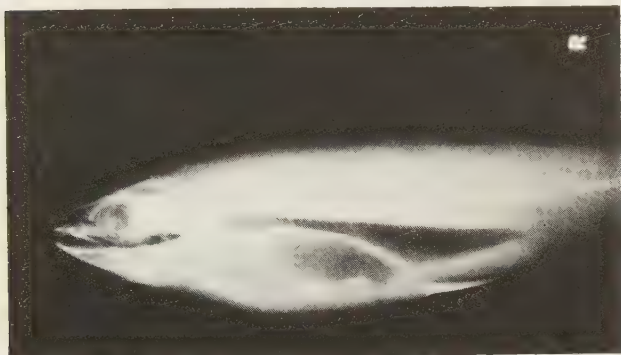


Abbildung 1:

Röntgenaufnahme einer magnetmarkierten Forelle

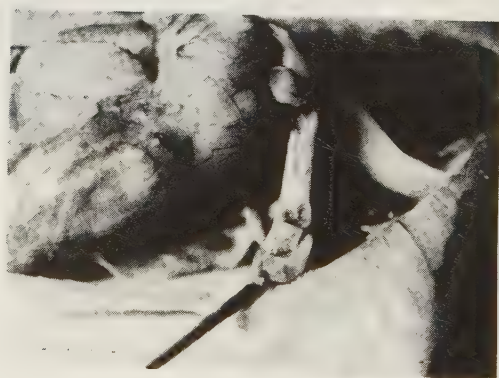


Abbildung 2:

Darstellung der bindegewebigen Einwachsung des Magneten in die Leibeshöhle einer Versuchsforelle

3.3. Versuchsanordnung

3.3.1. Aufbau und Funktion der Meßplatte

Um den gesamten Boden des Testbeckens meßsensibel zu machen, wurde die für die Registrierung der Motilität der magnetmarkierten Forelle benötigte Induktionsspule in 24 Einzelspulen aufgeteilt (Abb. 3). Diese Spulen, mit 750 Wicklungen aus 0,1 mm starkem Kupferlackdraht hergestellt, wurden in Reihenschaltung im Abstand von 3 cm auf eine 95 x 40 cm große, 3 mm starke PVC-Platte aufgeklebt. Die einzelnen Teilspulen hatten einen Außendurchmesser von 10 cm. Zur Vermeidung evtl. induktiver Beeinflussungen benachbarter Spulen wurden diese alternierend in Links- und Rechtswicklung angeordnet (LENZ'sche Regel). Zum Schutz gegen Verschmutzung oder Beschädigung war die Meßplatte mit einem Plexiglasdeckel verschlossen.

Die Größe der Meßplatte entsprach den Abmessungen des Testbeckenbodens, so daß sowohl alle Lokomotionen als auch die Lokalmotilität des magnetmarkierten Testfisches registriert wurden. Die durch die Motilität des Fisches in der Meßplatte induzierten Spannungen wurden durch einen Kompensationslinienschreiber registriert bzw. in anderer Weise weiter verarbeitet (s.u.).

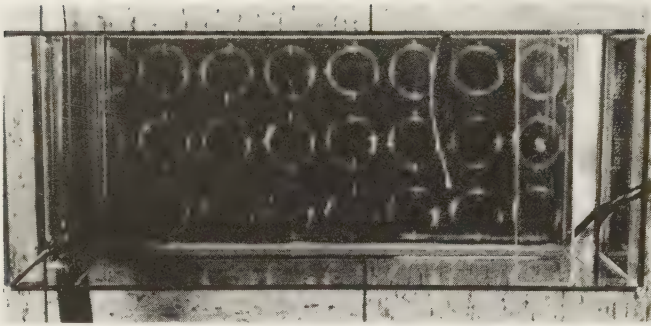


Abbildung 3:

Meßplatte von oben durch den Boden des Testbeckens gesehen

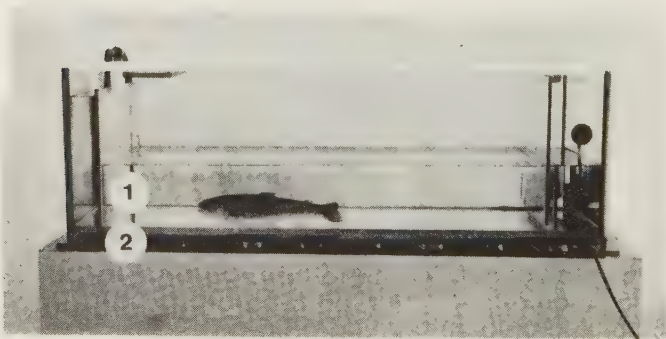


Abbildung 4:

Vorderansicht des Testbeckens (1) mit magnetmarkierter Versuchsforelle und untergeschobener Meßplatte (2)

3.3.2. Aufbau der Testbecken

Zur Durchführung der Motilitätstests wurden vier gleiche Testbecken erstellt (Abb. 4). Die Becken hatten die Außenmaße von 100 cm Länge, 40 cm Breite und 30 cm Höhe. Die 10 mm starken Kristallglasscheiben waren mit Siliconkautschuk verklebt.

Jedes Testbecken war in eine Vorkammer, eine Testkammer und eine Abflußkammer unterteilt (in Abb. 4 links, Mitte bzw. rechts). Um die Meßplatte unter dem Beckenboden installieren zu können, waren die schmalen Seitenwände des Beckens um 2 cm unter die Bodenplatte hinaus verlängert. Die 5 cm breite Vorkammer war von der Testkammer durch einen 25 cm hohen senkrechten Steg abgeteilt. Die Oberkante des Steges war exakt waagrecht eingerichtet. Dadurch war eine gleichmäßige, in einer dünnen Schicht einlaufende Frischwasserzufuhr in die Testkammer gewährleistet. Andererseits ermöglichte die Vorkammer eine Vorverdünnung der eingeleiteten Schadstoffflüssigkeiten.

Durch den oben genannten Frischwassereinlauf wurden folgende Effekte erzielt:

1. Es bildete sich in der Testkammer eine schwache Rotationsströmung parallel zur Beckenlängsachse aus. Die Oberflächenströmung erfolgte in Richtung Vor-

kammer, wodurch ein gleichmäßiger Gasaustausch gewährleistet war. Die Bodenströmung war zur Abflußkammer gerichtet, so daß durch den an den Trennstegen zur Abflußkammer (s.u.) entstehenden Sog Fischkot und Futterreste selbsttätig abgesaugt wurden.

2. Versuche mit Farblösungen zeigten, daß sich in der Testkammer in Folge der Rotationsströmung keine sog. toten, d.h. nicht beströmten Zonen bildeten.
3. Die durch den Frischwasserzulauf erzeugte Rotationsströmung war aufgrund ihrer Breitflächigkeit so gering, daß es zu keiner Beunruhigung des Testfisches kam.

Die 82 cm lange Testkammer des Beckens, in dem sich der Fisch befand, war durch einen senkrechten Doppeltsteg von der Abflußkammer getrennt. Der der Testkammer zugewandte Steg schloß mit der Beckenoberkante ab und endete 1 cm über dem Beckenboden. Der 1 cm in Richtung Abflußkammer senkrechte und bodenbündig angebrachte zweite Steg war 12 cm hoch, wodurch die Wasserstandshöhe in der Testkammer mit ebenfalls 12 cm festgelegt war. Durch diese beiden Trennstege bewirkte das aus der Testkammer abfließende Wasser einen Absaugeffekt, der für eine wirkungsvolle "Selbstreinigung" des Beckens sorgte.

In der Abflußkammer selbst war ein Überlaufstutzen von 3 cm Durchmesser angebracht, durch den das Wasser abfloß.

Ein Herausspringen der Testfische wurde durch ein fixierbares und leicht abnehmbares Kunststoffgitter verhindert. Um von außen auf den Versuchsfisch einwirkende Störungen zu reduzieren, war das Becken am Boden, an der Rückseite und an den beiden Seitenteilen mit grüner Farbe angestrichen.

Für die Schadstoffversuche war es nötig, eine rasche und gleichmäßige Verteilung des eingebrachten Schadstoffes in der Testkammer des Beckens zu erreichen. Dazu wurde in der Testkammer ein Umwälzsystem - bestehend aus einer Kreislumppe¹⁾ und mehreren Klar-sicht-PVC-Röhrchen mit 10 mm Durchmesser - installiert: Der Absaugteil begann mit einem senkrecht montierten Einlaufstutzen, in den die Schadstofflösung aus einer 50 ml-Bürette eingetropft wurde. Der Einlaufstutzen war mit einem horizontal an der vorderen Scheibe am Beckenboden verlaufenden Rohr verbunden. Beide Rohre waren mit Bohrungen von 1 mm Durchmesser im Abstand von jeweils 1 cm versehen. Das freie Ende des horizontalen Rohres war über einen PVC-Schlauch mit der außerhalb des Aquariums betriebenen Kreislumppe verbunden.

1) Typ 1026, 13 l/min, EHEIM

Die Pumpe saugte die über den Einlaufstutzen jeweils zugegebene Schadstofflösung sowie Beckenwasser über die Bohrungen an und preßte das Flüssigkeitsgemisch über ein horizontal an der hinteren Scheibe am Beckenboden verlaufendes, ebenfalls mit Bohrungen versehenes und an seinem freien Ende durch einen Stöpsel verschlossenes Rohr wieder in die Testkammer zurück. Durch die zahlreichen, senkrecht nach oben gerichteten Bohrungen in den beiden Rohren wurde eine schnelle und homogene Verteilung der Schadstofflösung in der Testkammer gewährleistet. Nicht oder zu stark beströmte Stellen waren im Testbecken nicht gegeben; dies wurde durch Vorversuche mit Farbstofflösungen sichergestellt.

Die Testbecken wurden mit frischem MÜNCHENER Leitungswasser (5 l/min) versorgt, welches ebenfalls über Aktivkohlefilter geleitet wurde (vgl. S. 30). Die Wasserqualität wurde regelmäßig überprüft. Diese Kontrollen ergaben folgende Durchschnittswerte: Wassertemperatur 9 - 11°C; Wasserhärte 17°d; pH-Wert 7,45; Sauerstoffgehalt 10,2 ppm.

3.3.3. Aufbau einer mobilen Meßstation für Feldversuche

Zur Durchführung von laborunabhängigen Feldversuchen wurde auf einer 1,0 x 1,8 m großen, fahrbaren Plattform ein giebelhausartiges, 1,7 m hohes Holzgerüst verschraubt, welches allseitig mit einer transparenten, reißfesten PVC-Folie bespannt wurde. Die Bespannung, die eine möglichst geringe Beeinträchtigung des Testfisches durch äußere Einflüsse gewährleistete, konnte an Vorderseite und Dachfläche mittels Druckknöpfen geöffnet und verschlossen werden. In diesem mobilen "Meßhaus" wurde dann ein wie oben beschriebenes Testbecken aufgestellt (Abb. 5). Die Frischwasser- und Schadwasserzufuhr erfolgte durch PVC-Schläuche von 2 cm Durchmesser. Die Zuflußmengen wurden durch Ventile gesteuert und mit Hilfe von ROTAMETERN kontrolliert.

3.3.4. Aufbau und Funktion eines absenkbaren Gitterkäfigs für Feldversuche

Für direkte Messungen in einem zu kontrollierenden Gewässer wurde ein absenkbarer Gitterkäfig mit anmontierter Induktionsspule erstellt (Abb. 6). Der Käfig

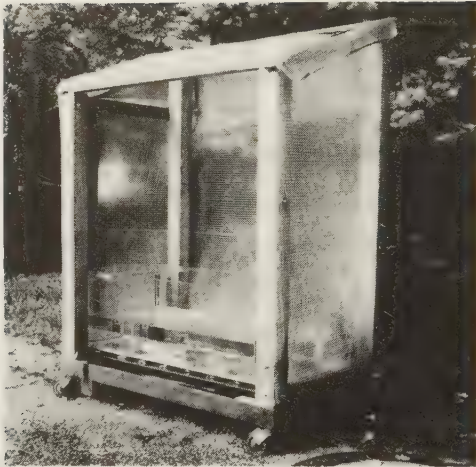


Abbildung 5:

Mobile Meßstation mit Testbecken und magnetmarkierter
Versuchsforelle



Abbildung 6:

Gitterkäfig mit aufmontierter Meßplatte und Meßkabel

war aus Hart-PVC gefertigt, 95 cm lang, 40 cm breit und 30 cm hoch. Die Breite der Gitterstäbe betrug 1,5 cm, die lichten Öffnungen des Gitters waren 1,5 x 10,0 cm groß. Am Boden des Käfigs wurde eine wie oben beschriebene Meßplatte von außen angeschraubt. Die Meßplatte war absolut wasserdicht in einem PVC-Behälter verschweißt; das austretende Meßkabel war in einem PVC-Schlauch eingebettet und mit Siliconkautschuk abgedichtet.

Der Meßkäfig konnte verstellbar an einem Stahlrahmen aufgehängt werden, so daß er sich waagrecht in dem zu überwachenden Gewässer untergetaucht befand.

3.3.5. Registrierung der Meßwerte

Die durch die Motilität des Testfisches induzierten Spannungsstöße wurden von der Meßplatte auf einen Kompensationslinienschreiber durch ein Koaxialkabel übertragen, durch welches eine ausreichende Abschirmung gegenüber evtl. externen Störimpulsen erreicht wurde. Die Meßwerte wurden i.d.R. mit einer Empfindlichkeit von 30 mV bei einem Papiervorschub von 120 mm/h aufgezeichnet. In den Aktogrammen wurden die Körperbewegungen der Testfische durch der Geschwindigkeit der Tierbewegung entsprechende Elongationen der Schreibfeder registriert (Abb. 7).

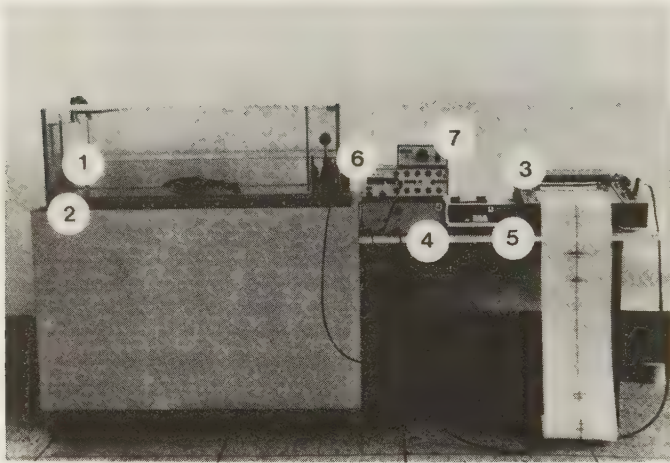


Abbildung 7:

Versuchsaufbau zur Durchführung des Motilitätstests
als Laborversuch

1 = Testbecken mit magnetmarkierter Versuchsforelle;
2 = Meßplatte; 3 = Kompensationslinienschreiber mit
Aktogramm; 4 = Digitalisator; 5 = Zähler und Drucker;
6 = Taktgebermodul; 7 = Alarmgeber

Neben dieser analogen Meßwertaufzeichnung wurde auch eine digitale Zählung der Körperbewegungen der Testfische durchgeführt. Dazu wurde mittels eines selbsterstellten elektronischen "Digitalisators" jeder durch eine Tierbewegung induzierte Spannungsstoß unabhängig von Größe, Geschwindigkeit und Richtung der Bewegung in einen elektrischen Impuls umgesetzt. Diese Impulse wurden auf einen zu einem Zähler modifizierten elektronischen Tischrechner¹⁾ übertragen und nach Aufsummierung in 1 min-Intervallen ausgedruckt. Die Ansteuerung des Tischrechners zu Addition und Ausdruck der Meßdaten sowie zur Nullstellung des Zählspeichers erfolgte über ein selbsterstelltes elektronisches "Taktgebermodul" (Zeitintervalle für die Meßwertausgabe abgestuft wählbar zwischen 0,5 - 500 min). Zur graphischen Darstellung der Aktogramme wurden die digitalen Meßwertsummen einem selbsterstellten elektronischen Digital-Analog-Umsetzer eingegeben und mittels eines Kompensationslinienschreibers in Form von Treppenkurven aufgezeichnet. In einer späteren Meßanordnung wurden die digitalen Meßwertsummen direkt einem COMMODORE-Computer-System (COMMODORE Personal Computer, Modell 4016, COMMODORE floppy disk, Modell 8050 und COMMODORE Drucker, Modell 4022)²⁾ zugeführt.

1) Anzeigender und druckender Tischrechner PRIVILEG
1215 PMD, QUELLE Großversand

2) COMMODORE GmbH, Neu-Isenburg

Die auf einem Diskettenlaufwerk abgespeicherten Daten konnten dann jederzeit abgerufen, mittels geeigneter BASIC-Programme weiter verarbeitet und dann in der gewünschten Form ausgegeben werden.

3.3.6. Bestimmung der Schadstoffkonzentration (Reaktionswert)

Für die Bestimmung der Schadstoffkonzentration in dem Testbecken, die bei den Versuchen eine körperliche Reaktion der Testfische auslöste (Reaktionswert), mußte das Wasservolumen der Testkammer exakt ermittelt werden. Diese Eichung wurde wie folgt auf gravimetrischem Wege vorgenommen:

Zunächst wurde die Testkammer des Aquariums vollständig entleert und ausgetrocknet. Dann wurde die Testkammer wieder portionsweise mit entgastem Wasser gefüllt. Die einzelnen Wassermengen wurden auf einer METTLER-Waage gewogen und dann in Liter umgerechnet. Meßfehler durch Luftblasen im oben beschriebenen Umwälzsystem wurden durch kurzes Einschalten der Umwälzpumpe eliminiert. Nach vollständiger Füllung der Testkammer wurde der Wasserstand in der Testkammer durch ein fest installiertes Absaugröhrchen um etwa 2 cm auf die Versuchshöhe (= 10 cm) abgesenkt; die abgeheberte

Wassermenge wurde zurückgewogen und vom Gesamtvolumen abgezogen. Der Wasserstand in der Testkammer wurde abgesenkt, um bei den Schadstofftests Wasserverluste aus der Testkammer durch Überschwappen am Trennsteg zur Abflußkammer - bedingt durch heftige Körperbewegungen des Testfisches - zu vermeiden. Die Bestimmung des Wasservolumens in der Testkammer wurde für jedes der 4 Testbecken fünfmal durchgeführt und dann der jeweilige Mittelwert zur späteren Berechnung der Schadstoffkonzentration verwendet. Diese gravimetrische Wasservolumenbestimmung wurde zusätzlich durch mehrmalige colorimetrische Bestimmungen des Wasservolumens abgesichert. Dazu wurde die Testkammer des Versuchsbeckens bis zur Versuchshöhe mit Wasser gefüllt und dann eine bekannte Menge Kaliumchromat zugegeben. Nach Durchmischung wurde eine Probe entnommen, mit Hilfe eines Fotometers die Kaliumchromatkonzentration im Wasser der Testkammer bestimmt und hiermit das Wasservolumen berechnet.

Die Wasserverdrängung eines Testfisches wurde an einer "Durchschnittsforelle" (Körpergewicht 300 g; Körperlänge 31 cm) bestimmt. Die mit MS 222 narkotisierte und abgetrocknete Forelle wurde in einem randvoll mit Wasser gefüllten Glaszylinder vollständig untergetaucht. Die dadurch übergelaufene Wassermenge wurde als dem

Körpervolumen des Versuchsfisches entsprechend gemessen.

Nach dem gleichen Prinzip wurde auch die Wasserverdrängung des in der Testkammer befindlichen Unterstandes bestimmt.

Alle diese Messungen wurden mit 10°C kaltem Wasser (= Durchschnittstemperatur des in die Testbecken einlaufenden Frischwassers) vorgenommen. Bei dieser Temperatur hat das Wasser eine Dichte von 0,997 g/cm³, was bei der Umrechnung der jeweils gemessenen Wassergewichte in die Volumina berücksichtigt wurde.

Das effektive Wasservolumen in der Testkammer wurde nun wie folgt errechnet:

Gewicht des eingewogenen Wassers (G_W) minus Gewicht des abgeheberten Wassers (G_A) minus Gewicht des durch die "Durchschnittsforelle" verdrängten Wassers (G_F) minus Gewicht des durch den Unterstand verdrängten Wasser (G_U), dividiert durch 0,997 ist gleich das Volumen der Testkammer (V_T)¹⁾:

$$V_T = \frac{G_W - G_A - G_F - G_U}{0,997}$$

1) Volumina in l, Gewichte in kg

Bei den Schadstoffversuchen wurde jeweils für die Dauer des Versuchs (= Reaktionszeit = Zeitspanne vom Beginn der Schadstoffzugabe bis zur Feststellung einer deutlich meßbaren körperlichen Reaktion des Testfisches) die Frischwasserzufuhr in das Becken unterbrochen, um das Wasservolumen in der Testkammer konstant zu halten. Die Schadstoffkonzentration c (ppm) im Testkammerwasser wurde nicht durch chemische Wasseranalyse bestimmt, sondern auf rechnerischem Wege aus dem effektiven Wasservolumen V (l) in der Testkammer des Versuchsbeckens, der zugegebenen Schadstofflösungsmenge q (ml) und der Konzentration K (g/ml) der Schadstofflösung ermittelt:

$$c = q \times \frac{1000}{V} \times K$$

Die jeweilige Schadstofflösung wurde vor jedem Versuch mit destilliertem Wasser frisch angesetzt. Die Konzentrationen der verschiedenen Lösungen wurden so gewählt, daß durch Zugabe von maximal 50 ml der Lösung innerhalb einer Stunde eine deutlich meßbare Motilitätsänderung bei dem Testfisch erreicht wurde. Anhaltspunkte für die Konzentrationsbemessung der Schadstofflösungen fanden sich in Tabellen von JUNG (1973) sowie durch eigene Vorversuche. Im Hinblick auf die Trinkwasserüberwachung wurden im allgemeinen dann Schadstoffmengen verwendet, die über der Toxizitätsschwelle für

Warmblüter lagen.

Die Zugabe der Schadstofflösung erfolgte kontinuierlich-tropfenweise aus einer 50 ml Bürette über das Umwälzsystem in das Testkammerwasser. Die Schadstofflösung wurde durch die Umwälzpumpe praktisch sofort in dem Wasser gleichmäßig verteilt, so daß die Zunahme der Schadstoffkonzentration in dem Testkammerwasser entsprechend der zugegebenen Schadstoffmenge linear anstieg.

Mit der deutlich meßbaren Motilitätszunahme des Testfisches war der sogenannte "Reaktionswert" erreicht¹⁾; aus dem dann abgelesenen Bürettenauslauf wurde die Schadstoffkonzentration im Wasser der Testkammer nach oben angegebener Formel errechnet. Verstärkte sich die Motilität durch weitere Schadstoffzugabe, wurde die Schadstoffzufuhr gestoppt und das Testbecken wieder mit Frischwasser geflutet.

1) In den vorliegenden Untersuchungen wurde mit "Reaktionswert" diejenige Schadstoffkonzentration im Testkammerwasser bezeichnet, bei der die Testfische mit einer mittels induzierten Spannungen deutlich meßbaren Änderung ihrer körperlichen Aktivität auf den Schadstoff reagierten.

3.4. Untersuchungen zur physiologischen Motilität von Forellen

Um durch im Wasser auftretende Schadstoffe bedingte Veränderungen der Motilität der Testfische gegenüber dem "normalen" Bewegungsverhalten differenzieren zu können, wurde geprüft, inwieweit einige Umweltfaktoren, deren Einfluß bei der Durchführung der Schadstofftests nicht völlig eliminiert werden konnte, sich auf die körperliche Aktivität der Forelle auswirken. Diese Motilitätsmessungen wurden in den Testbecken mit jeweils 8 magnetmarkierten "Durchschnittsforellen" (300 g; 31 cm) in zwei Versuchsreihen mit jeweils 4 Tieren in Einzelhaltung ausgeführt. Die 4 Testbecken wurden mit frischem Leitungswasser bei permanentem Durchfluß von 5 l/min versorgt. Der Wasserstand in der Testkammer war auf die Versuchshöhe von 10 cm abgesenkt, damit sich die Tiere im sensiblen Bereich der Induktionsspule bewegten. Die Testbecken waren weitgehend lärmgeschützt und vom üblichen Personenverkehr abgeschirmt aufgestellt (der Versuchsraum wurde nur zur Fütterung der Tiere betreten). Die Versuchsfische wurden in den Testbecken jeweils über 14 Tage eingewöhnt; zu ihrem Wohlbefinden stand ihnen ein Unterstand im Testbecken zur Verfügung. Es war dies eine etwa 30 cm

lange, an beiden Seiten offene und 10 cm weite Röhre aus undurchsichtigem Hart-PVC, die waagrecht untergetaucht in dem Testbecken installiert war. Die Tiere wurden täglich zur gleichen Zeit (9 Uhr) gefüttert. Die Motilität wurde analog durch einen Kompensationslinienschreiber aufgezeichnet sowie digital in 1 min-Intervallen registriert.

3.4.1. Untersuchung des Tag-Nacht-Rhythmus'

Bei diesen Versuchen waren die 4 Testbecken in einem von natürlichem Licht beleuchteten Raum aufgestellt. Die Motilität wurde unter den beschriebenen Versuchsbedingungen am Einzeltier über jeweils 1 Woche aufgezeichnet.

3.4.2. Auswirkungen von Dauerlicht auf die Motilität

In dieser Testreihe wurde untersucht, ob die Bewegungsaktivität von Forellen durch Haltung bei Dauerlicht beeinflusst werden kann. Dazu waren die Testbecken in einem fensterlosen Raum bei permanent 600 Lux (Leuchtstoffröhren) aufgestellt. Die Messungen der körperlichen Aktivität der Versuchsfische wurden kontinuierlich über jeweils 1 Woche vorgenommen.

3.4.3. Beeinflussung der Motilität durch Luftdruck- schwankungen

Zur Prüfung, ob sich klimatische Luftdruckveränderungen (Gewitter, Tiefdruckfront) auf die Motilität von Forellen auswirken, wurde die Spontanaktivität von 8 Testfischen bei Dauerlicht über 14 Tage registriert. Während der Versuche wurden die Veränderungen des Luftdrucks kontinuierlich durch einen Barographen aufgezeichnet.

3.4.4. Beeinflussung der Motilität durch Erschütterungen und Geräusche

In einer weiteren Versuchsreihe wurde die Auswirkung von Erschütterungen (Ein- und Ausschalten einer Rüttelmaschine, Stöße gegen das Testbeckenuntergestell) sowie von Geräuschen (lautes Gerede, Platzpatrone, Hupe, Sirene) auf die Motilität von Forellen untersucht. Dabei wurde die Spontanaktivität der Testfische kontinuierlich mittels eines Kompensationslinienschreibers registriert und die einzelnen Störereignisse in den Aktogrammen markiert.

3.5. Untersuchungen zur Motilitätsänderung von Forellen bei Zugabe von Schadstoffen ins Wasser (Labortests)

Die hier angeführten Schadstofftests wurden alle mit der gleichen Methodik im Labor durchgeführt: Die gesunden, magnetmarkierten Testfische wurden 14 Tage in den Testbecken eingewöhnt und dort einzeln mit Unterstand gehalten. Sie wurden täglich um 9 Uhr gefüttert. Die Qualität des zulaufenden Frischwassers entsprach stets dem Standard (s. Seite 42); das Umwälzsystem im Testbecken war ständig in Betrieb. Die Beleuchtung im Labor war auf Dauerlicht geschaltet. Versuchsbeginn war jeweils zwischen 14 und 15 Uhr.

Die Wirkung der einzelnen Schadstoffe wurde an jeweils 8 Durchschnittsforellen (zweisömmrig, 280 - 300 g) getestet. Die betreffende Schadstofflösung wurde vor jedem Versuch mit Aqua dest. frisch angesetzt. Die Konzentration der Schadstofflösung wurde entsprechend einer jeweils in Vorversuchen an unmarkierten Tieren ermittelten Reaktionsschwelle gewählt.

Jeder Test war gegliedert in eine Vorperiode, die Testperiode und eine Nachperiode.

a) Vorperiode:

In der etwa zweistündigen Vorperiode wurde zunächst das "normale" Bewegungsverhalten der betreffenden

Testfische durch kontinuierliche Messung ihrer Spontanaktivität kontrolliert.

b) Testperiode:

Mit Beginn der Testperiode wurde die Frischwasserzufuhr in das Testbecken unterbrochen und dann der Wasserspiegel auf Versuchshöhe abgesenkt. Anschließend wurde die Schadstofflösung aus einer 50 ml Bürette kontinuierlich in das Umwälzsystem eingetropft, die dadurch praktisch sofort in der Testkammer homogen verteilt wurde. Bei einer deutlich erkennbaren bzw. meßbaren Änderung der Bewegungsaktivität (Unruhe) des Testfisches wurde der augenblickliche Bürettenauslauf abgelesen und daraus die zu diesem Zeitpunkt vorliegende Schadstoffkonzentration in der Testkammer als Reaktionswert errechnet. Die Schadstofflösung wurde dann weiter tropfenweise in die Testkammer zugegeben bis es zu einer excitativen Unruhe des Testfisches (Fluchtreaktionen) kam. Die Schadstoffzufuhr wurde dann sofort abgebrochen und das Testbecken wieder mit Frischwasser geflutet.

c) Nachperiode

In der Nachperiode wurde das Bewegungsverhalten des Fisches bis zur Beruhigung über einen längeren Zeitraum (i.d.R. 3 Stunden) hinweg registriert.

Bei den Versuchen wurden stets auch O_2 -Gehalt, pH-Wert und Temperatur des Wassers in der Testkammer gemessen, und zwar jeweils vor Beginn der Testperiode sowie bei Ablesen des Reaktionswertes. Simultan zur kontinuierlichen Messung der Spontanaktivität des Testfisches wurde durch Beobachtung seine Atemfrequenz und die Frequenz der sogenannten "Putzatzmung" während der Vorperiode, zu Beginn der Testperiode, bei Erreichen des Reaktionswertes sowie in der Nachperiode registriert. Bei den einzelnen Testserien mit den verschiedenen Schadstoffen wurde auf jeweils gleiche Eintropfgeschwindigkeit der Schadstofflösung geachtet, so daß bei den einzelnen Schadstoffen die Reaktionswerte nach etwa der gleichen Zeitspanne erreicht wurden. Weiterhin wurden für die einzelnen Testserien nur Versuchstiere verwendet, die hinsichtlich Alter, Gewicht und Implantationszeitpunkt vergleichbar waren.

Folgende Schadstoffe wurden mit der beschriebenen Methodik getestet:

3.5.1. Quecksilber

Die Schadstofflösung - 6 g Hg_2Cl_2 /100 ml Aqua dest. - wurde mit einer Geschwindigkeit von 3 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 15 min in das Testbecken gegeben.

3.5.2. Cadmium

Die Schadstofflösung - 6 g $\text{CdSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$ /100 ml Aqua dest. - wurde mit einer Geschwindigkeit von 4 ml/min im Verlauf von etwa 5 min in das Testbecken gegeben.

3.5.3. Blei

Die Schadstofflösung - 6g $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{-COO})_2$ /100 ml Aqua dest. - wurde mit einer Geschwindigkeit von 4 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 12 min in das Testbecken gegeben.

3.5.4. Benzin

Die Schadstofflösung - handelsübliches Superbenzin (96 Oktan), unverdünnt - wurde mit einer Geschwindigkeit von 1 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 8 min in das Testbecken gegeben.

3.5.5. Heizöl

Die Schadstofflösung - handelsübliches, sog. leichtes Heizöl, unverdünnt - wurde mit einer Geschwindigkeit von 1,5 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 20 min in das Testbecken gegeben. (Anmerkung: Eine ausreichende Emulsion des Öls wurde durch die Kreiselpumpe des Umwälzsystems bewirkt.)

3.5.6. TEGO¹⁾ (Detergens)

Die Schadstofflösung - handelsübliche TEGO-Lösung, 10%-ig verdünnt mit Aqua dest. - wurde mit einer Geschwindigkeit von 1 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 30 min in das Testbecken gegeben.

3.5.7. PER²⁾ (organisches Lösungsmittel)

Die Schadstofflösung - handelsübliche PER-Lösung, unverdünnt - wurde mit einer Geschwindigkeit von 0,2 ml/min tropfenweise im Verlauf von etwa 10 min in das Testbecken gegeben.

3.5.8. LINDAN³⁾ (Insektizid)

Da LINDAN in Wasser nur sehr schwer löslich ist, wurde in dieser Testreihe abweichend zu den bisherigen Schadstoffversuchen wie folgt verfahren: Bei jedem Test wurden 200 mg des pulverförmigen LINDANs auf das Wasser

1) siehe Seite 82

2) siehe Seite 84

3) siehe Seite 85

in der Testkammer des Versuchsbeckens gestreut und die dann durch geringe Spuren gelösten LINDANs bewirkte Erhöhung der körperlichen Bewegungsaktivität des Testfisches abgewartet. Diese Reaktionszeit wurde als Testparameter festgehalten.

3.6. Untersuchung der Auswirkung eines handelsüblichen Detergens auf die Motilität von Forellen bei wiederholter Zugabe

Bei diesen Versuchen wurden 4 Forellen (Einzelhaltung) an 10 aufeinanderfolgenden Tagen jeweils zur gleichen Zeit (14 Uhr) mit 25 ml einer Detergentien-Lösung (40 ml eines handelsüblichen Spülmittels für den Haushalt/1 l Aqua dest.) belastet. Die Lösung wurde dabei mit 1,5 ml/min über das Umwälzsystem in das Testbecken eingetropft. 20 Minuten nach Beginn der Schadstoffzugabe wurde wieder mit Frischwasser geflutet. Als Meßwerte wurden registriert: Reaktionswert (=Schadstoffkonzentration im Testwasser bei Beginn der körperlichen Unruhe des Testfisches), Reaktionszeit (= Zeitspanne zwischen Beginn der Schadstoffzugabe und Beginn der körperlichen Unruhe) und Erholungszeit (= Zeitspanne nach dem Test bis zur "Normalisierung"

der Motilität), Atmung und "Putzatmung" des Testfisches. Weiterhin wurde während der gesamten Dauer der Tests das Freßverhalten der Versuchsfische kontrolliert.

3.7. Auswirkung von gechlortem Trinkwasser auf die Motilität von Forellen

Das MÜNCHENER Leitungswasser wird bei sehr starken Niederschlägen zur prophylaktischen Desinfektion durch die Wasserwerke mit 0,2 ppm Chlor versetzt. Es bot sich damit die Gelegenheit, die Auswirkung von Chlor auf die Motilität von Forellen zu studieren. Bei diesem Langzeittest wurde der betreffende Testfisch direkt mit dem zu gegebener Zeit gechlorten Leitungswasser unter Umgehung des Aktivkohlefilters (s. Seite 30) versorgt.

3.8. Durchführung von Motilitätstests in einer Kläranlage mit Hilfe einer mobilen Meßstation (Feldversuche)

3.8.1. Funktionsweise des Klärwerks

Nachfolgend angeführte Tests wurden mit Hilfe der auf Seite 43 beschriebenen mobilen Meßstation im Versuchsklärwerk GROSSLAPPEN der Stadt MÜNCHEN durchgeführt.



Abbildung 8:

Aufbau einer modernen Kläranlage (gezeigt am Beispiel des Gersthofer Klärwerks)

Dieses Klärwerk arbeitet auf biologischer Basis. Das MÜNCHENER Abwasser (durchschnittlich $7 \text{ m}^3/\text{sec}$) wird zunächst im Rechengebäude (vergl. Abb. 8 (1)) vom groben Schmutz befreit. Bei sehr starken Regenfällen (bis zu $25 \text{ m}^3 \text{ Abwasser}/\text{sec}$) wird ein Teil des Abwassers zunächst in das Regenklärbecken (2) geleitet, um später in das Rechengebäude gepumpt zu werden. Das Abwasser gelangt dann über den sogenannten Doppelsandfang (3) in das Vorklärbecken (4). Der sich dort infolge der verringerten Fließgeschwindigkeit des Wassers absetzende Schlamm wird zu gegebener Zeit in den Faulturm (5) verbracht. Das Abwasser fließt vom Vorklärbecken (4) über die Pumpenstation (6) in die Abwasserbelebungsbecken (7), in denen die biologische Klärung des Abwassers durch aerobe Mikroorganismen stattfindet. Die sich dabei bildende überschüssige Bakterienmasse setzt sich in den beiden Nachklärbecken (8) ab und kommt dann ebenfalls in den Faulturm (5). Das beim Faulprozeß entstehende Methangas wird in zwei Behältern (9) gespeichert und treibt einen Gasmotor an, dessen Gebläse den notwendigen Luftsauerstoff in die Belebungsbecken preßt. Die Abwärme des Gasmotors wird schließlich noch zur Erwärmung des Faulturms (30°C) genutzt.

3.8.2. Vorversuche: Eingewöhnung und Kontrolle der "normalen" Motilität der Testfische

Die jeweilige für die nachfolgenden Untersuchungen anstehende, noch nicht belastete und gesunde Versuchsf Forelle wurde im Institutslabor wie beschrieben gehältert, frühestens 14 Tage nach der Magnetimplantation in das Klärwerk gebracht und in das Testbecken der mobilen Meßstation eingesetzt. Das Testbecken wurde während der nunmehr beginnenden 14-tägigen Eingewöhnungsphase mit Frischwasser (FW) aus der Leitung beströmt. Der Wasserdurchsatz wurde über einen Quetschhahn auf 12 l/min einreguliert und an einem ROTAMETER kontrolliert. Die Wasserqualität wurde täglich um 8.30 Uhr, 12 Uhr und 15 Uhr auf O₂-Gehalt, pH-Wert und Temperatur untersucht. Während dieser Eingewöhnungszeit wurde das Bewegungsverhalten des betreffenden Testfisches kontinuierlich mittels eines Kompensationslinienschreibers in analoger Form registriert. Die Fütterung wurde täglich um 9 Uhr vorgenommen.

3.8.3. Entnahme des zum Motilitätstest verwendeten Abwassers

Für die Motilitätstests wurde die mobile Meßstation in der Nähe des Doppelsandfanges (s.o.) aufgestellt und hieraus das mechanisch vorgereinigte Abwasser (AW) mittels einer Tauchpumpe¹⁾ entnommen und mit 6,6 l/min in der Vorkammer des Testbeckens dem Frischwasser zugemischt. Um den Sauerstoffgehalt des Abwassers zu erhöhen, wurde am Beckeneinlauf ein Diffuser zwischen- geschaltet. Der Durchsatz des Abwassers wurde über einen Quetschhahn konstant gehalten und an einem ROTAMETER kontrolliert. O₂-Gehalt und pH-Wert des Wassers in der Testkammer des Aquariums wurden jeweils vor der Abwasserzugabe, bei Erreichen des Reaktionswertes und nach Beendigung der Abwasserzugabe gemessen.

3.8.4. Motilitätstests bei Zufuhr unterschiedlicher FW/AW-Gemische

Mit diesen Versuchen sollte ein stufenweiser Zusammenbruch einer biologischen Kläranlage simuliert werden. Hierzu wurde dem Testbecken die konstante Abwassermenge (AW) von 6,6 l/min zugeführt, die Frisch-

1) Typ 1026, 13 l/min, EHEIM

wasserzufuhr (FW) jedoch stufenweise verringert:

	Frishwasser- zugabe l/min	Abwasser- zugabe l/min	FW/AW	Dauer der Ab- wasserzugabe min
Test 1:	26,4	6,6	4 : 1	40
Test 2:	19,8	6,6	3 : 1	30
Test 3:	13,2	6,6	2 : 1	20
Test 4:	6,6	6,6	1 : 1	10

Die Tests wurden jeweils an 3 Fischen durchgeföhrt. Versuchsbeginn war stets 14 Uhr. Das Abwasser wurde bei den einzelnen AW/FW-Gemischen unterschiedlich lange zugegeben (siehe oben); nach den Tests wurde gleichbleibend mit 30 l/min Frishwasser geflutet. O₂-Gehalt, pH-Wert und Temperatur wurden vor Testbeginn, bei Erreichen des Reaktionswertes, kurz vor Beendigung der Abwasserzufuhr sowie 10 Minuten nach Beendigung der Abwasserzufuhr gemessen. Die Durchföhung der Tests erfolgte in der gleichen Weise wie die Versuche im Labor. Die Bewegungskurven wurden nur in analoger Form mittels eines Kompensationslinienschreibers registriert, da die Aufstellung der für eine digitale Meßdatenregistrierung notwendigen Meßgeräte im Klärwerk nicht möglich war.

3.8.5. Motilitätstests bei Dauerbelastung mit einem
FW/AW-Gemisch von 5 : 1

Hier sollte in einem Wiederholungsversuch mit 2 Forellen eine schadhafte Kläranlage mit einem Leistungsverlust von ca. 16% simuliert werden. Der Abwasserzufluß in das Testbecken betrug 6,6 l/min, die Frischwassermenge 33 l/min. Die Tests wurden jeweils über einen Zeitraum von 24 Stunden durchgeführt. Zielgröße war eine meßbare Veränderung des Motilitätsverhaltens der Forellen.

4. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die in den vorliegenden Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse werden durch die Abbildungen 9 - 27 sowie die Tabellen 1 - 3 angegeben.

Von jeder Versuchsreihe wird ein repräsentatives Aktogramm mit deutlich erkennbaren Änderungen der Bewegungsaktivität als Reaktion des betreffenden Testfisches auf den zugegebenen Schadstoff abgebildet. Die im Verlauf dieser Untersuchung ständig vorgenommenen Verbesserungen der Methodik hinsichtlich der Weiterverarbeitung der anfallenden Motilitätsmeßdaten hätte die Wiedergabe der Aktogramme in analoger Form (Schreiber-Kurve), als Treppenkurve und/oder als Computerdiagramm ermöglicht (vgl. S. 47). Am aussagestärksten erscheinen jedoch die Computerdiagramme, weshalb die Ergebnisse aus den Labortests in dieser Form dargestellt werden (Abb. 10 - 22). Die in den Feldversuchen erhaltenen Aktogramme müssen jedoch in analoger Form abgebildet werden (Abb. 23 - 27), da bei diesen Tests nur mit einem erheblichen Mehraufwand die zur Erzielung digitaler Werte notwendigen Apparaturen hätten installiert werden können. Die Transformation der mittels des Kompensationslinienschreibers in analoger Form registrierten Motilitätsmeßwerte in eine Treppen-

kurve und in ein Computerdiagramm sei anhand eines Beispiels in Abbildung 9 veranschaulicht. In den Tabellen 1 - 3 wird für jede Testreihe der mittlere Reaktionswert angegeben, der sich aus den Reaktionswerten der in den Testreihen verwendeten Versuchsfische errechnete. Bei diesen Werten setzte jeweils die Reaktion der Testfische auf den zugegebenen Schadstoff durch eine deutlich meßbare Änderung der körperlichen Bewegungsaktivität ein. Mit einer solchen Motilitätsänderung war dann das positive Ansprechen des Motilitätstests auf den betreffenden Schadstoff nachgewiesen. In den Tabellen 1 - 3 werden ebenfalls Angaben über Änderung der Atmung der Testfische gemacht, die während der Durchführung der Tests beobachtet wurden. Auf diese Befunde wird auf Seite 97 gesondert eingegangen.

4.1. Die Forelle als brauchbarer Schadstoffindikator im Motilitätstest

Im Motilitätstest wird als Kriterium für die Verminderung der Wasserqualität bzw. das Auftreten von Schadstoffen im Wasser die dadurch bedingte Änderung des Bewegungsverhaltens geeigneter Testfische genutzt. Es leuchtet ein, daß diese Motilitätsänderung deut-

lich ausgeprägt sein muß, wenn ein zuverlässiges Testergebnis erzielt werden soll. Es ist deshalb notwendig, im Motilitätstest solche Fischarten zu verwenden, die einerseits unter normalen Wasserbedingungen physiologischerweise eine relativ geringe Bewegungsaktivität aufweisen und andererseits vergleichsweise empfindlich auf eine Verminderung der Wasserqualität reagieren. Da die Zielsetzung des hier vorgestellten Motilitätstests die Durchführung direkt in einem Fluß oder See ist, bietet sich für den Test entsprechend dem vorher Gesagten die Forelle als geeigneter Versuchsfisch an. Sie stellt bekanntlich hohe Ansprüche an die Wasserqualität und kommt deshalb nur in sehr sauberen und sauerstoffreichen Gewässern vor. Hinsichtlich ihrer Ernährungsweise ist sie den Raubfischen zuzuordnen, die im Vergleich zu den sogenannten Friedfischen im Verlauf eines Tages weitaus mehr und längere Phasen mit nur geringer Bewegungsaktivität aufweisen. Dies ist durch die unterschiedliche Ernährungsweise der Fische bedingt. Da Friedfische Nahrung mit geringer Energiedichte aufnehmen, sind sie mit der Nahrungssuche praktisch ständig beschäftigt und zeigen nahezu ununterbrochene Spontanaktivität. Friedfische (z.B. Karpfen, Schleie und andere) scheiden somit für die Verwendung im Motilitätstest aus.

Raubfische wie die Forelle dagegen fressen energiereiche Nahrung und können daher zwischen den Mahlzeiten längere Phasen mit geringer Bewegungsaktivität einhalten. Die Forelle, wie der Hecht ein sogenannter Standfisch, ist aber nicht nur aufgrund ihres Bewegungsverhaltens für den Motilitätstest bestens geeignet. Wichtig ist auch, daß sie jederzeit in gutem Zustand, in ausreichender Anzahl und entsprechender Größe aus Fischzuchten zu beziehen ist. Nicht geeignet ist somit die in unseren Gewässern ebenfalls beheimatete Bachforelle (*Salmo trutta* L.), da sie im Gegensatz zu der hier verwendeten Regenbogenforelle (*Salmo gairdneri* RICH.) zu hohe Ansprüche an die Wasserqualität stellt und nur bedingt gehältert werden kann.

4.2. Motilitätsänderungen bei der Forelle infolge Beeinflussung durch natürliche Umweltfaktoren

Um bei der Durchführung des Motilitätstests die durch im Wasser auftretende Schadstoffe bedingten Bewegungsänderungen eindeutig feststellen zu können, muß man im Verlauf des normalen Bewegungsverhaltens solche Motilitätsänderungen erkennen, die durch Auswirkung natürlicher Umweltfaktoren zustande kommen.

EICHELBERGER (1982) hat bereits im Hinblick auf die Durchführung des Motilitätstests den Einfluß der Wassertemperatur auf die Motilität von Forellen, die Notwendigkeit der Einzelhaltung der Versuchsfische im Testbecken sowie die Möglichkeit einer weiteren Reduktion der normalen Bewegungsaktivität von Forellen durch Anbieten eines Unterstandes im Testbecken aufgezeigt. Diese Befunde werden durch die Ergebnisse der nachfolgenden Untersuchungen erweitert.

Allgemein wird die Spontanaktivität von Tieren, also auch von Fischen, sehr stark durch die Beleuchtung bzw. dem Wechsel von Tag und Nacht beeinflusst. Dies zeigte sich auch recht deutlich in den hier durchgeführten Versuchen, bei denen die Motilität von Forellen kontinuierlich über längere Zeit bei natürlicher Beleuchtung aufgezeichnet wurde. Das diesbezügliche mit Abbildung 10 wiedergegebene Aktogramm einer Forelle bestätigt sehr anschaulich, daß Forellen dämmerungsaktive Tiere sind. Sie zeigen jeweils zur Abend- und Morgendämmerung im Vergleich zu ihrer Bewegungsaktivität während des Tages und der Nacht eine auffallend höhere Spontanaktivität. Ähnlich hohe Aktivitätswerte wurden tagsüber nur durch die Fütterung ausgelöst. Durch die Haltung der Tiere bei Dauerlicht konnte dieser Aktivitätsrhythmus weitgehend unterbro-

chen werden (Abb. 11). Die Forellen zeigten dann in den Dämmerungszeiten ähnlich niedrige Motilitätswerte wie im Verlauf des Tages bzw. der Nacht. Eine meßbare Änderung der Motilität ergab sich auch infolge des vor einem Gewitter plötzlich abfallenden Luftdrucks (Abb. 12). Zunächst war eine recht auffällige Unruhe der Testfische zu beobachten, die dann von einer längeren, deutlichen Ruhephase bis zur Wiedereinstellung der "normalen" Bewegungsaktivität gefolgt war. Mit besonders heftigen Körperbewegungen beantworteten die Versuchsforellen Störungen durch Erschütterungen und Lärm. Dies wird durch das Aktogramm in Abbildung 13 verdeutlicht. Diese motorischen Reaktionen der Tiere waren hinsichtlich ihrer Intensität gut reproduzierbar.

4.3. Nachweis verschiedener Schadstoffe mit Hilfe des Motilitätstests

Es dürfte außer Frage stehen, daß mit Hilfe des Motilitätstests im Vergleich zum Letalitäts- und Schwächungstest in einem Gewässer auftretende Schadstoffe praktisch sofort und in geringeren Konzentrationen festgestellt werden können, da das Testkriterium bereits das durch Veränderung der Motilität angezeigte,

gestörte Wohlbefinden der Tiere ist und nicht erst deren Schwächung oder Tod. Im nachfolgenden können den hier in den einzelnen Versuchsreihen ermittelten Reaktionswerten nur einige wenige Befunde aus der Literatur zwecks einer Diskussion gegenübergestellt werden. Ein Vergleich mit diesen Werten ist nämlich nur sehr bedingt möglich, und die Literaturodaten sollen nur eine Art Orientierungshilfe sein. Jene Werte wurden in Toxizitätstests, z.B. als LC_{50} -Werte bei einer Einwirkungsdauer des Schadstoffes von 48 Stunden, und i.d.R. nicht an Forellen ermittelt. Andererseits geht es in den vorliegenden Untersuchungen auch nicht darum, die toxische Konzentration einer Substanz durch gesicherte Einzelwerte nachzuweisen, sondern lediglich um die Darstellung der Brauchbarkeit des Motilitätstests mittels magnetmarkierter Forellen zur biologischen Gewässerkontrolle. Dieses Ziel ist zunächst erreicht, wenn mit dem Test repräsentative, in den Gewässern auftretende Schadstoffe reproduzierbar festgestellt werden können. Eine befriedigende Wertung der drei Testverfahren hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit kann nur erfolgen, wenn die Schädigung eines Stoffes unter vergleichbaren Versuchsbedingungen im Letalitäts-, Schwächungs- und Motilitätstest untersucht worden ist. Solche simultanen

Untersuchungen stehen aber noch aus und waren auch nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit.

4.3.1. Schwermetalle (Quecksilber, Cadmium, Blei)

Von den in den Gewässern auftretenden Schadstoffen nehmen die Schwermetalle, insbesondere Quecksilber, Cadmium und Blei, aufgrund ihrer hohen Toxizität eine besondere Stellung ein. Sie gelangen primär über die Abwässer der metallverarbeitenden Industrie in die Gewässer, sekundär auch über Sickerwässer aus Abfallhalden. Durch die Schadstoffe sind alle in den Gewässern lebende Organismen unmittelbar bedroht. Der Mensch ist indirekt gefährdet, wenn aus solchen Gewässern Trinkwasser aufbereitet wird oder Fische von dort zum menschlichen Verzehr gelangen. Die Auswirkungen einer durch eine solche Ursache bedingten Quecksilbervergiftung von Menschen hat beispielsweise KOBAYASHI (1971) sehr eindringlich beschrieben (vergl. S. 11). Nach einer Feststellung von FÜRSTNER und MÜLLER (1974) hat die unwissentliche perorale Aufnahme von Schwermetallen beim Menschen in der BRD schon soweit zugenommen, daß diese Substanzen in Fäkalien bereits in nennenswerten Mengen nachgewiesen werden können, und es somit denkbar ist, daß die ein-

wandfreie Funktionsweise moderner, auf biologischer Grundlage arbeitender Kläranlagen in gewissem Umfang auch durch diesen Tatbestand gefährdet ist und nicht allein durch die schwermetallhaltigen Abwässer industrieller Provenienz.

Trotz beachtenswerter Einzelerfolge - beispielsweise konnte die Quecksilberfracht des Rheins in den Jahren 1970 - 1975 von 95 t auf 35 t pro Jahr reduziert werden (MALZ, 1977) - sind die bisherigen Anstrengungen zur Entlastung unserer Gewässer von Schadstoffen völlig ungenügend.

Die Wirkung der Schwermetalle auf den Fisch sind nahezu gleich (SCHWEIGER, 1957; HAIDER, 1972; REICHENBACH-KLINKE, 1977). Der Fisch kommt zunächst mit den im Wasser enthaltenen Stoffen über die Haut und das Kiemenepithel in Berührung, wodurch zumeist eine entzündliche Reaktion (Schleimhaut) hervorgerufen wird. Es scheint aber auch eine Reizung der Sinnesorgane und der unter der Haut liegenden freien Nervenendigungen (Seitenlinienorgan) gegeben zu sein. Die Schwermetalle gelangen weiterhin mit der aufgenommenen Nahrung in den Fisch, werden dort verteilt und abgelagert und rufen dann eine ihrer Schadwirkung adäquate Reaktion im Organismus hervor. Bemerkenswert ist eine allgemeine Veränderung des Blutbildes in

Richtung einer Anämie mit Verminderung der Erythrozytenzahl und des Hämoglobingehaltes um 20 - 50%. Die Ursache hierfür liegt einerseits in einer Störung der Hämatopoese und andererseits in einer hämolytischen Komponente. Beim Blei wurde überdies eine Veränderung der Ribonukleinsäure beobachtet, wofür qualitative Mitosestörungen der Erythroblasten sprechen (HAIDER, 1980).

Hinweise für die Toxizität von Quecksilber, Cadmium und Blei für Forellen finden sich bei JUNG (1973; 1976). Er gibt unter anderem hierfür folgende Werte an: Quecksilber-II-Chlorid (Hg) 0,15 - 0,25 ppm, Cadmiumchlorid (Cd) 3 ppm, Bleinitrat (Pb) 0,33 - 200 ppm. Diese Werte sind allerdings für den hier anstehenden Vergleich mit Vorbehalt zu betrachten, da es sich hierbei um an wenige Zentimeter großen Jungforellen ermittelte 48 h - LC_{50} -Werte handelt, die JUNG nach den Angaben mehrerer Autoren in umfangreichen Tabellen zusammengestellt hat.

In den hier durchgeführten Motilitätstests wurde bei 8 Versuchsforellen für Quecksilber (Tab. 1 u. Abb. 14) ein durchschnittlicher Reaktionswert von 34,2 ppm (Hg) ermittelt, bei dem eine sehr deutliche Erhöhung der körperlichen Aktivität der Tiere einsetzte. Diese körperliche Unruhe steigerte sich bei weiterer

Schadstoffzufuhr bis zu panikartigen Fluchtbewegungen. Nach der dann durchgeführten Wiederbeflutung des Testbeckens mit Frischwasser beruhigten sich die Versuchsfische scheinbar, starben jedoch alle nach wenigen Stunden im Verlaufe einer kurzfristigen Excitation. Für Cadmium (Tab. 1 u. Abb. 15) ergab sich der mittlere Reaktionswert mit 4,5 ppm (Cd). Hier fanden die Versuchsfische ebenfalls nach Testende nicht zu ihrer "normalen" Bewegungsaktivität zurück, und die somit durch Cadmium dauergeschädigten Tiere mußten nach 4 Tagen getötet werden.

Bei Blei (Tab. 1 u. Abb. 16) zeigten die Testfische erstmals eine deutliche Erhöhung der Motilität bei Reaktionswerten von durchschnittlich 9,2 ppm (Pb). Bereits 1 Stunde nach Versuchsende zeigten dann alle Testfische wieder "normale" Motilität.

Die hier für Hg, Cd und Pb ermittelten Reaktionswerte liegen deutlich höher als die diesbezüglichen Daten in der JUNG'schen Tabelle. Sicherlich sind diese Unterschiede z.T. darauf zurückzuführen, daß die Wirkung der Schadstoffe einerseits an Jungfischen (JUNG) und andererseits an ausgewachsenen Forellen (Motilitätstest) geprüft wurde. Es darf aber auch angenommen werden, daß die niedrigeren Werte von JUNG aus der Tatsache resultieren, daß im Toxizitätstest

die Einwirkung eines Schadstoffes auf den Testfisch über z.B. 48 h geprüft wird und sich deshalb LC_{50} -Werte nur bei sehr niedrigen Schadstoffkonzentrationen ergeben können. Beim Motilitätstest dagegen wird die erwartete sofortige Reaktion der Testfische (Frühwarnsystem) durch eine höhere Konzentration des Schadstoffes im Wasser ausgelöst.

4.3.2. Benzin und Heizöl

Verunreinigungen der Gewässer durch Benzin oder Heizöl gehören zu den häufigsten Ursachen von Fischereischäden. Besonders Unfälle, bei denen die Flüssigkeiten in großen Mengen in die Gewässer gelangen, wirken sich verheerend aus. Von dem zunächst auf der Wasseroberfläche schwimmenden Benzin oder Öl werden die leichteren Bestandteile weitergeschwemmt, die schweren sinken auf den Grund des Gewässers ab, während vor allem die mittelschweren Bestandteile durch Wasserverwirbelung emulgiert werden.

Beim Fisch greifen im Wasser auftretendes Öl oder Benzin zuerst die Haut und die Kiemen an. Es kommt dadurch zu schweren Epithelschäden, wodurch die Sauerstoffaufnahme gehemmt wird (REICHENBACH-KLINKE, 1974). Kleinere Fische und insbesondere Fischbruten sind

vom Erstickungstod bedroht. Bei großen Fischen kann es zu einer schleichenden Vergiftung kommen. Mit dem Wasser und der aufgenommenen Nahrung gelangen die Schadstoffe in den Darm und von dort vor allem in Leber, Niere und Muskeln. Infolge der Überschwemmung des Körpers mit toxischen Ölkomponenten verendet der Fisch nach einer mehr oder weniger langen Einwirkungszeit. Werden solche Fische noch lebend versehentlich durch Verzehr dem Menschen zugeführt, fallen sie durch eine erhebliche Geschmacksbeeinträchtigung ihres Fleisches auf.

Die mittlere Letalitätsdosis (LC_{50}) für Forelleneμβryonen wurde von REICHENBACH-KLINKE (1974) bei Superbenzin und Heizöl gleichermaßen mit 40 - 100 ppm angegeben.

Der mittlere Reaktionswert für Superbenzin (Tab. 1 u. Abb. 17) wurde für ausgewachsene Forellen im Mortalitätstest bei 79,9 ppm gefunden. Zu diesem Test ist anzumerken, daß die Versuchsfische bei Testende kurzfristig bewußtlos waren und nach längerer Erholungszeit alle wieder zu dem "normalen" Bewegungsverhalten zurückfanden.

Bei den Versuchen mit Heizöl (Tab. 1 u. Abb. 18) wurde die motorische Reaktion der Forellen erst bei einem Reaktionswert von 510 ppm registriert. Im Ge-

gensatz zu den Versuchen mit Benzin waren hier nach Testende keine Auffälligkeiten zu verzeichnen. Der für Benzin ermittelte Reaktionswert von 79,9 ppm stimmt gut mit dem genannten Befund von REICHENBACH-KLINKE (1974) überein, während für das Heizöl ein fünfmal höherer Wert ermittelt wurde. Dieser Unterschied erklärt sich wie folgt: Beim Toxizitätstest wird mit unterschiedlichen und für die jeweilige Testdauer nicht mehr veränderten Schadstoffkonzentrationen gearbeitet. Bei dem hier durchgeführten Motilitätstest dagegen wurden die Schadstofflösungen, also auch das Heizöl, kontinuierlich in das Testbecken bis zur Auslösung einer körperlichen Reaktion des Versuchsfisches eingetropft. Infolge des nur sehr langsamen Emulgierens des Heizöls im Wasser wurde eine weitaus größere Menge des Öls zugegeben als zum Erreichen einer beim Fisch wirksamen "Ölkonzentration" im Wasser notwendig war ("Übersteuern der Schadstoffeinleitung").

4.3.3. TEGO (Detergens)

Unter dem Handelsnamen TEGO 103 S^R (1-Dodecyl-1,4,7,-triazaoctan-8-carbonsäure) wird ein ampholytisches Detergentium als Waschdesinfektionsmittel für Ober-

flächen und Hände angeboten. Hauptsächlich in Krankenhäusern in großen Mengen verwendet, gefährdet es, über die Kanalisation in Kläranlagen und Gewässer geleitet, infolge seiner bakteriziden Wirkung die dortigen Organismen. Der Wirkungsmechanismus von TEGO ist eine Schädigung der Zellmembran und eine Denaturierung von Proteinen. Peroral vom Fisch über Wasser oder Futter aufgenommen, führt es mit seiner Curare-ähnlichen Wirkung zu schweren Vergiftungserscheinungen neurotoxischer Art (FORTH et al., 1980). Die primäre Reizwirkung von TEGO auf die Fischoberfläche konnte bei den hier durchgeführten Motilitätstests deutlich beobachtet werden. Die Schleimschicht der Fischhaut zeigte zunächst weißlich verfärbte Flächen und wurde dann teilweise abgestoßen. Auch Schlund- und Kiemenepithelien wurden angegriffen und zeigten ebenfalls weißliche Mazerierungen. Der Fisch selbst ließ durch Würgebewegungen und stark erhöhte Atmung den durch die Schädigung der Kiemenepithelien gestörten Gasaustausch erkennen.

Werte über die Fischtoxizität sind aus der Literatur nicht bekannt. In den hier durchgeführten Motilitätstests lag die meßbare Reaktion der Versuchsforellen im Durchschnitt bei 82,2 ppm (Tab. 1 u. Abb. 19). Die motorische Reaktion äußerte sich bei Erreichen

des Reaktionswertes sofort mit sehr heftigen Körperbewegungen. Ohne jegliche Beruhigung, selbst nach Wiederbeflutung des Testbeckens mit Frischwasser, verendeten die Tiere 1 - 2 Stunden nach Versuchsende. Dieses Ergebnis möge die extreme Fischtoxizität von Desinfektionsmitteln verdeutlichen und Veranlassung geben, deren Einleitung in die Gewässer zu vermeiden.

4.3.4. PER (organisches Lösungsmittel)

PER = Perchloräthylen (Tetrachloräthylen), aus der Gruppe der halogenierten, aliphatischen Kohlenwasserstoffe, ist ein wichtiges Lösungsmittel und wird vor allem in Kleiderreinigungsbetrieben und Tierkörperverwertungsanstalten verwendet. Gelangt PER mit dem Abwasser in großen Mengen in ein Gewässer, kommt es zum Zusammenbruch des Mikrobiotops. Vom Fisch wird es sehr schnell über die Kiemenepithelien aufgenommen, bewirkt zunächst eine excitative Reaktion, der später eine rauschähnliche Bewußtlosigkeit folgt. PER wird im Körper zu Trichloräthanol und Trichloressigsäure metabolisiert. Trichloräthanol hat eine stark hypnotische Wirkung, wird aber wieder ausgeschieden; Trichloressigsäure kumuliert dagegen in-

folge der Plasmaeiweißbindung und führt deshalb zu schweren organischen Schäden.

In den Tabellen von JUNG (1973) findet sich für Fische eine toxische Konzentration für PER von 1 - 100 ppm. Diese Angabe kann mit dem hier in den Motilitätstests ermittelten Ergebnis bestätigt werden. Der durchschnittliche Reaktionswert für PER lag bei 34,6 ppm (Abb. 1 u. Abb. 20) Nach Erreichen des Reaktionswertes waren bei allen Tieren sehr heftige Körperbewegungen in nahezu ununterbrochener Folge zu beobachten. Erst durch die Einleitung von Frischwasser bei Testende beruhigten sich die Versuchstiere auffallend schnell und zeigten sehr bald wieder ihre "normale" Motilität.

4.3.5. LINDAN (Insektizid)

LINDAN, Hexachlorcyclohexan, eine chlorierte, cyclische Kohlenwasserstoffverbindung, ist ein Kontaktinsektizid und gelangt nach Auftragung auf landwirtschaftliche Nutzflächen trotz seiner geringen Wasserlöslichkeit mit Oberflächenwasser in Flüsse, Seen und Meer. Zu den am meisten mit LINDAN verunreinigten Gewässern zählen beispielsweise die Ostsee und die kanadischen Festlandseen. Im Wasser wird

LINDAN von den Mikroorganismen aufgenommen und aufgrund seiner hohen Lipidlöslichkeit in den Nahrungsketten angereichert. Beim Fisch wirkt LINDAN vorwiegend als Nervengift, welches in geringer Konzentration Übererregbarkeit und in höherer Lähmung erzeugt (FORTH et al., 1980).

Die toxische Konzentration gibt JUNG (1973) für Forellen mit 0,018 - 0,3 ppm an. Wie bereits ausgeführt (vgl. S. 60), konnte zur Durchführung von Motilitätstests mit LINDAN wegen dessen nur äußerst geringer Löslichkeit in Wasser keine entsprechende Schadstofflösung hergestellt werden und die pulverförmige Substanz wurde deshalb versuchsweise direkt auf das Wasser in der Testkammer aufgestreut. Da dennoch alle Versuchsfische gleichermaßen 60 Minuten ($\pm$ 7 min) nach Aufstreuen des Pulvers mit heftigen Körperbewegungen reagierten (Abb. 21), muß angenommen werden, daß sich auf diese Weise geringe, aber dennoch wirksame Mengen von LINDAN im Wasser des Testbeckens gelöst hatten. Da auf eine chemische Nachweisreaktion von LINDAN verzichtet wurde, können verständlicherweise keine Angaben zu den Schadstoffkonzentrationen (= Reaktionswerte) gemacht werden. Für den Test mit LINDAN kann deshalb nur die oben angegebene Reaktionszeit als positiver Befund gewertet werden. Daß sich

LINDAN bei diesen Versuchen in Wasser gelöst hatte, zeigt sich auch an dem Umstand, daß alle Forellen kurz nach Versuchsende verendeten.

4.4. Wiederholungsversuch zur Wirkung von Detergentien

Detergentien haben in unterschiedlicher Aufbereitung bekanntlich in Haushalt und Industrie eine vielfältige Anwendung gefunden und gelangen in erheblichen Mengen in unsere Gewässer. Ihre primäre Wirkung beim Fisch resultiert aus ihrer Grenzflächenaktivität durch Schädigung der Schleimhaut und des Kiemenepithels. Durch letzteres wird sehr bald der Gasaustausch gestört. Durch Nervenschädigung kommt es weiterhin zu Lähmungserscheinungen und Gleichgewichtsverlusten.

Die im Toxizitätstest festgestellte mittlere letale Dosis für Fische wird von verschiedenen Autoren mit 5 - 15 ppm angegeben (SIERP und THIELE, 1954; KNÖPP, 1961; MANN, 1955, 1965). PETRY (1975, 1976) hat in seinen orientierenden Untersuchungen zur Brauchbarkeit des Motilitätstests für verschiedene handelsübliche Detergentienlösungen (Spülmittel) bei erwachsenen Forellen Reaktionswerte von 20 - 80 ppm gefunden. Über ein vergleichbares Ergebnis von 8,8 ppm wird von

EICHELBERGER (1982) berichtet. Bei diesen Untersuchungen handelte es sich um eine einmalige Belastung des jeweiligen Testfisches. In der hier vorliegenden Studie dagegen wurde die Wirkung einer handelsüblichen Detergentienlösung (Spülmittel) bei wiederholter Zugabe an demselben Testfisch untersucht. Die Ergebnisse dieser Testreihe mit 4 Versuchstieren sind in Tabelle 2 angegeben. Die Versuchstiere reagierten durch erhöhte Körperaktivität auf die zugegebene Detergensenlösung am ersten Tag bei einem durchschnittlichen Reaktionswert von 12 ppm bzw. nach einer mittleren Reaktionszeit von 13 Minuten. Nach einer Erholungszeit von 80 Minuten hatte sich die "normale" Motilität wieder eingestellt. Im Verlauf der folgenden Versuchstage reagierten die Fische auf die wiederholte Belastung mit dem Detergens bei zunehmend niedrigeren Konzentrationen und somit zwangsläufig nach kürzeren Reaktionszeiten. Gleichzeitig verlängerte sich die Erholungszeit von Tag zu Tag. Am zehnten Versuchstag schließlich wurde bereits nach durchschnittlich 9,5 Minuten Reaktionszeit ein Reaktionswert von 5,1 ppm festgestellt und die Erholungszeit mit 155 Minuten ermittelt.

Das Ergebnis dieser Testreihe zeigt, daß bei Detergentien nicht mit einer Gewöhnung der Testfische an

den Schadstoff, sondern mit einer Sensibilisierung zu rechnen ist. Dieser Befund unterstützt somit ebenfalls die bekannte Forderung, daß bei einer kontinuierlichen Gewässerkontrolle mittels Fischtest die Versuchstiere in bestimmten Abständen ausgewechselt werden müssen.

4.5. Nachweis von gechlortem Trinkwasser mittels Motilitätstest

Ein interessanter Nebenfund konnte bei der Durchführung der hier beschriebenen Motilitätstests erarbeitet werden aufgrund des Umstandes, daß das MÜNCHENER Leitungswasser bei starken Regenfällen mit 0,2 mg Chlor/l zur prophylaktischen Desinfektion versetzt wird. Es ist durchaus denkbar, daß chlorhaltiges Leitungswasser in eine Kläranlage oder ein natürliches Gewässer gelangt und dort entsprechende Schäden der Fauna und Flora bewirkt. Die hier im Zusammenhang mit dem Motilitätstest interessierende Chlorwirkung auf den im Wasser lebenden Fisch besteht in einer Reizung der Haut und Schleimhaut, die über die Kiemenepithelien bis zur Lähmung führen kann. In den hier zu gegebener Zeit mit gechlortem Leitungswasser durchgeführten Motilitätstests reagierten die Testfische jeweils bereits 2 Stunden nach

Einleitung des Wassers in das Testbecken mit erhöhter Motilität (Abb. 22). Diese Versuche wurden als Langzeitbelastung durchgeführt. Dabei wurde von den Versuchstieren eine sich ständig steigende Bewegungsaktivität registriert. Die Tiere starben dann im Zeitraum von 10 - 27 Stunden nach Beginn der Einleitung des gechlorten Leitungswassers.

4.6. Erprobung des Motilitätstests in einer Kläranlage

Die Ablaufqualität des Wassers eines auf biologischer Grundlage arbeitenden Klärwerks darf zur Vermeidung einer Belastung des sogenannten Vorfluters u.a. einen bestimmten, je nach den örtlichen Gegebenheiten unterschiedlichen BSB_5 -Wert, z.B. 25 mg O_2 /l Wasser, nicht überschreiten. Die Bioklärung einer solchen Anlage ist jedoch stets durch im Wasser ankommende Giftstoffe, z.B. Schwermetalle, gefährdet. Es kann dann zum sogenannten Durchbruch kommen und im Extremfall wird vom Klärwerk ein nur mechanisch gereinigtes Wasser abgegeben. Andererseits kann eine Überlastung der Mikroorganismen in den Belebtschlammbecken des Klärwerks durch organisches Material eine biologisch nur ungenügende Reinigung des Abwassers bedingen. In Anlehnung an das Abwasserabgaben-

gesetz wird deshalb zunehmend auch Klärwerken die Einrichtung und Unterhaltung eines Fischtestbeckens zur Qualitätskontrolle des ablaufenden Abwassers vorgeschrieben.

Im Hinblick auf den Einsatz des Motilitätstests in der Praxis wurde vor dem Hintergrund der positiven Befunde der oben beschriebenen Laborversuche die Anwendung des Testverfahrens in der Versuchskläranlage GROSSLAPPEN der Stadt MÜNCHEN erprobt. Bei diesen Untersuchungen wurden unter Einsatz einer mobilen Meßstation (S. 43) magnetmarkierte Forellen mit unterschiedlichen Gemischen von Frischwasser und ungeklärtem, mechanisch vorgereinigtem Abwasser belastet. Durch diese Untersuchungen sollte ein stufenweiser Zusammenbruch eines Klärwerks simuliert werden.

Von den hierbei registrierten Aktogrammen sind repräsentative Beispiele mit den Abbildungen 23 - 27 angegeben. Eine Charakterisierung der Testwassergemische sowie die bei den Versuchsfischen beobachteten Reaktionszeiten und Änderungen der Atmung finden sich in Tabelle 3. Die Abbildungen 23 - 26 lassen recht deutlich erkennen, daß bei den Versuchsforellen mit abnehmendem Anteil des Frischwassers im Gemisch (Verhältnis 4 : 1 bis 1 : 1) eine Verkürzung der

Reaktionszeit, eine Zunahme der Bewegungsintensität sowie eine Verlängerung der Erholungsphase registriert wurden. Die O_2 -Gehalte der Testwassergemische betrugen 6,1 - 8,9 ppm; die Temperatur variierte zwischen 12,9 und 14,2°C (vergl. Tab. 3). Der pH-Wert zeigte nur minimale Schwankungen und lag bei 7,42. Nach Untersuchungen von EICHELBERGER (1982) reagieren Forellen mit einer Erhöhung ihrer körperlichen Bewegungsaktivität bei Abfall des O_2 -Gehaltes im Wasser unter 5,9 ppm, bei einem Temperaturanstieg auf über 15°C bzw. einer pH-Änderung auf unter 7,0 oder über 8,7. Die hier beobachtete Motilitätsänderung der Versuchforellen war somit nicht auf eine Änderung der genannten Parameter zurückzuführen, sondern wurde durch in den Testwassergemischen enthaltene, analytisch nicht bestimmte Inhaltsstoffe ausgelöst.

In einem Langzeitversuch mit einer Dauerbelastung durch ein Frischwasser/Abwasser-Gemisch von 5 : 1 ($BSB_5 = 24,2$ ppm O_2 ; O_2 -Gehalt = 9,2 ppm; Temperatur = 12,7°C) äußerte sich die Motilitätsänderung der Testforellen mit einer andauernden, wenn auch nicht allzu heftigen Unruhe gegenüber ihrem "Normalverhalten" in einwandfreiem Wasser (Abb. 27). Die in diesen Versuchen verwendeten 4 Forellen starben alle etwa 10 Stunden nach Beginn der Zumischung des Abwassers

ins Frischwasser. Das Ergebnis dieser Testreihe zeigt nochmals, daß mit dem Motilitätstest bereits eine geringfügige Abnahme der Wasserqualität durch eine entsprechende Unruhe der Testfische erkannt werden kann. Bei weiterer Belastung der Tiere ist dann der mögliche Eintritt des Todes der Versuchsfische wie im Letalitäts- bzw. Toxizitätstest "meßbar". Diese Testverfahren erbringen somit niedrigere Werte für die Toxizität eines Schadstoffes als der Motilitätstest, wenn dieser wie hier im Hinblick auf die Verwendung als Frühwarnsystem in einem Gewässer zur Erfassung einer Schadstoffwelle mit relativ hoher Schadstoffkonzentration eingesetzt wird.

4.7. Der Motilitätstest, ein brauchbares Frühwarnsystem bei der kontinuierlichen Gewässerkontrolle

Ein effektiver Gewässerschutz gegen Einleitung toxischer Substanzen läßt sich nur mit Verfahren erreichen, die eine kontinuierliche Überwachung des Gewässers und eine schnelle Anzeige des betreffenden Schadstoffes ermöglichen. Wie bereits ausgeführt, erfüllt der Motilitätstest im Vergleich zu anderen bekannten Methoden diese Forderungen. Mit der chemisch-physikalischen Analyse ist allenfalls die kontinuier-

liche Kontrolle einiger weniger Parameter möglich. Biologischen Verfahren mit niederen Wasserorganismen (Algen, Protozoen, Daphnien u.s.w.) fehlen befriedigende Möglichkeiten zur meßtechnischen Aufzeichnung einer durch Schadstoffe bewirkten Reaktion des Testmaterials. Von den gebräuchlichen Fischtestverfahren ist der Letalitätstest in seiner Durchführung als Langzeittest für den Toxizitätstest im Laboratorium durchaus geeignet. Als Frühwarnsystem zur Gewässerkontrolle scheidet er wegen seiner langen Ansprechzeit aus. Eine frühzeitige Anzeige wäre nur bei sehr hohen Schadstoffkonzentrationen erreichbar. Empfindlicher sind deshalb solche Verfahren, bei denen bereits eine Schwächung oder Lähmung der Versuchsfische das Testkriterium ist. Die Durchführung der Versuche in einem Strömungsbecken verlangt aber nach einem relativ großen apparativen Aufwand, so daß eine solche Meßapparatur stets stationär in einem Laboratorium verbleiben muß. Das bedeutet einerseits, daß möglicherweise das zu prüfende Wasser portionsweise als dem Gewässer entnommene Probe zu der Meßapparatur gebracht werden muß und somit nur eine intermittierende Gewässerkontrolle gegeben ist. Befindet sich andererseits die Meßstation in unmittelbarer Nähe des zu überwachenden Gewässers, muß für eine

kontinuierliche Analyse das Wasser der Apparatur zugeleitet werden, was zu einer entsprechenden verzögerten Anzeige führt.

Bekanntlich hat bereits eine minimale Verminderung der Wasserqualität, sei es durch Änderung der natürlichen Parameter O_2 -Gehalt, pH-Wert, Temperatur u.s.w. oder durch das Auftreten von Schadstoffen in geringer Konzentration, eine Störung des Wohlbefindens von Fischen zur Folge, die sich u.a. sichtbar in einer Änderung des Bewegungsverhaltens bemerkbar macht. Ziel im Hinblick auf ein sehr empfindliches und sehr schnell ansprechendes Fischtestverfahren muß es deshalb sein, diese Störung des Wohlbefindens der Fische über den Umweg einer Motilitätsmessung zu erfassen. Das Problem der Bewegungsmessung am Versuchstier ist aber bis heute methodisch und apparativ nur unvollkommen gelöst. Insbesondere befriedigen die zur Registrierung der Spontanaktivität von Fischen vorgeschlagenen Verfahren nicht. Vergleichsweise liefert die Motilitätsmessung nach dem Prinzip der Magnetinduktion (PETRY, 1970 a,b,c) zuverlässige Ergebnisse. Somit stellt sich der hier beschriebene Motilitätstest mittels magnetmarkierter Forellen den anderen bekannten Verfahren in allen genannten Punkten überlegen dar. Weiterhin ist zu vermerken, daß der zur Durchführung dieses Tests notwen-

dige apparative Aufwand minimal ist und sich auf einen magnetmarkierten Testfisch, eine Drahtspule und einen Tierbehälter beschränkt. Der dann sofort in elektrischer Form vorliegende Meßwert kann in beliebiger Weise weiterverarbeitet und registriert bzw. bei einer in der Praxis eingesetzten Vorrichtung zur Alarmgebung bei Auftreten von Schadstoffen im Wasser genutzt werden. Die Tatsache, daß das elektrische Meßsignal direkt im Meßwertaufnehmer (= Drahtspule) gebildet wird, erlaubt auch eine unmittelbare Schadstoffkontrolle in dem zu überwachenden Gewässer. Hierbei befindet sich der magnetmarkierte Testfisch in einem Gitterkäfig mit ammontierter Drahtspule (vergl. S. 43), der in dem zu kontrollierenden Fluß oder See untergetaucht installiert ist. Das Meßsignal kann dann über ein Kabel oder auch auf telemetrischem Wege zu der am Ufer befindlichen Registriereinheit übermittelt werden. Da der positive Erfolg solcher Gitterkäfig-Messungen mit Sicherheit gegeben ist, konnte im Rahmen dieser Studie auf eine Erprobung des Gitterkäfigs im Feldversuch verzichtet werden.

Bei allen hier durchgeführten Schadstofftests wurde beobachtet, daß die Versuchsfische lange vor Einsetzen einer

meßbaren Erhöhung der Bewegungsaktivität als Reaktion auf den zugeführten Schadstoff mit einer Änderung der Atemfrequenz antworteten. Als "normale" Atemfrequenz der Forellen in einwandfreiem Leitungswasser (vergl. S. 42) wurden etwa 60 Atemzüge pro Minute festgestellt. Eine sogenannte "Putzatemung", d.h. ein verlangsamter, tiefer Atemzug verbunden mit Aufreißen des Mauls und weitem Abheben der Kiemendeckel, wurde in ziemlich regelmäßiger Folge nach 90 - 110 normalen Atemzügen ausgeführt. Bei Belastung mit den verschiedenen Schadstoffen (Labortests) sowie mit unterschiedlich verdünntem Abwasser (Feldversuche) stieg die Atemfrequenz aller Testforellen deutlich an, z.T. bis auf nahezu den doppelten Wert der "normalen" Atmung (siehe Tab. 1 u. 3). Gleichzeitig nahm mit weiteransteigender Schadstoffkonzentration im Testbecken auch die Anzahl der Putzatemungen ständig zu, wobei in einzelnen Fällen bereits nach 3 normalen Atembewegungen eine Putzatemung ausgeführt wurde (vergl. Tab. 1 u. 3). Nur in 2 Fällen, nämlich bei der Belastung mit Cadmium und mit Blei, konnte ein solcher Frequenzanstieg der Putzatemung nicht beobachtet werden. Nach dieser Steigerung der Atem- und Putzatemfrequenz setzte dann nach Erreichen der jeweiligen maximalen Frequenzwerte die körperliche Unruhe der Testfische als weitere Reaktion auf den zugegebenen Schadstoff ein.

Diese Befunde lassen erkennen, daß der Fischtest durch die Registrierung der Atmung von Testfischen noch weit- aus empfindlicher gemacht werden könnte. Eine diesbe- zügliche meßtechnische Aufzeichnung gestaltet sich aber äußerst schwierig und scheint für eine praktische An- wendung beim Fischtest kaum durchführbar. Die metho- dischen Schwierigkeiten solcher Messungen gehen z.B. aus den Arbeiten von SAUNDERS (1961) oder SCHAUMBURG et al.(1967) hervor. Sie versuchten die Atembewegun- gen von Fischen zu messen, indem sie in Maul- und Kie- menhöhle der Tiere je einen flexiblen Tubus zur Ab- leitung des durch die Bewegungen von Maul und Kiemen erzeugten Differenzdrucks fixierten.

In der vorliegenden Studie konnten die Brauchbarkeit des Motilitätstests mittels magnetmarkierter Forellen aufgezeigt und verschiedene Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens dargestellt werden. Abschließend sei jedoch noch auf eine Schwäche des hier beschriebenen Motili- tätstests eingegangen, die sich aus der Notwendigkeit der Manipulation am Testfisch, d.h. die Implantation des Magneten, vor dessen Einsatz im Test ergibt. Ob- wohl die Implantation einfach auszuführen ist und zu keinen Komplikationen bei den Testfischen hinsichtlich ihres Wohlbefindens führt, wird sie dennoch als störend

empfunden. In diesem Zusammenhang sei deshalb auf ein neuartiges Motilitätsmeßverfahren auf optisch-optoelektronischer Grundlage aufmerksam gemacht (PETRY, 1977 b; 1983), bei dem die Bewegungsaktivität eines Versuchstieres ohne besondere Vorbereitung des Tieres sofort vorgenommen werden kann. Hierbei wird mittels einer Linse ein Bild des sich bewegenden Tieres auf eine lichtempfindliche Meßplatte aus mehreren Fotowiderständen projiziert und die bei Bewegung des Versuchstieres sich ergebende Veränderung des von der Meßplatte abgegebenen elektrischen Stromes als Maß für die Bewegungsaktivität des Tieres registriert. Mit diesem optischen Bewegungsmeßverfahren eröffnen sich sicherlich neue Perspektiven für den Motilitätstest. Eine diesbezügliche Erprobung ist bereits durch andere Arbeiten in Angriff genommen.

Tabelle 1:

Motorische Reaktion von Forellen auf verschiedene Schadstoffe (Ergebnisse der Labortests)

Schadstoff	Tiergewicht ¹⁾ g	<u>Beginn der körperl.</u> <u>Unruhe</u>		<u>Änderung der Atmung</u>	
		Reaktionswert ¹⁾ ppm	Atemfrquz. ¹⁾ min ⁻¹	Putzatemfrquz. ¹⁾ min ⁻¹	
Quecksilber	294	34,2 ± 4,8	110		32
Cadmium	288	4,5 ± 0,7	70		1
Blei	283	9,2 ± 1,7	68		1
Benzin	298	79,9 ± 18,1	86		17
Heizöl	294	510,0 ± 46,9	104		31
TEGO ²⁾	297	82,2 ± 7,9	105		24
PER ²⁾	294	34,6 ± 6,6	90		12
LINDAN ²⁾	290	Reaktionszeit: 60 ± 7 min³⁾		92	12

- 1) Mittelwert von jeweils 8 Versuchstieren
2) Siehe Text S. 82, 84 und 85
3) Siehe Text S. 86

Tabelle 2:

Auswirkung eines handelsüblichen Detergens auf die Motilität von Forellen bei wiederholter Zugabe

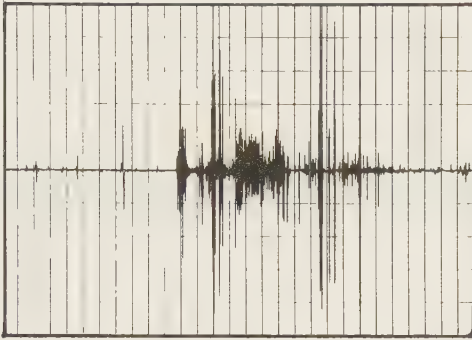
Versuchstag	Motilitätsänderung ¹⁾		Erholungszeit ¹⁾ min
	durch Zugabe von ppm Detergens	nach min	
1	12,0	13,0	80
2	12,0	13,0	80
3	11,4	12,5	90
4	10,1	12,0	100
5	10,7	12,0	100
6	9,5	11,5	120
7	8,8	11,0	125
8	7,0	10,0	140
9	7,0	10,0	150
10	5,1	9,5	155
1) Mittelwert von jeweils 4 Versuchstieren			

Tabelle 3:

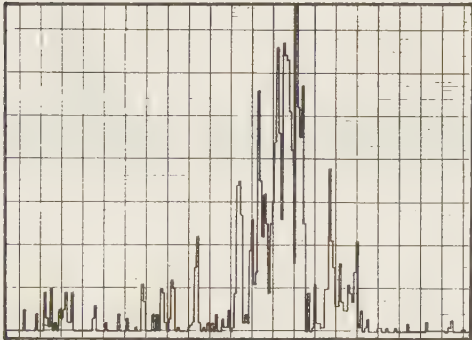
Motorische Reaktion von Forellen auf unterschiedliche Frischwasser (FW)/Abwasser (AW)-Gemische (Ergebnisse der Feldversuche)

<u>Untersuchtes Wassergemisch</u>			<u>Beginn d. körperl.</u> <u>Unruhe</u>		<u>Änderung der Atmung</u>	
FW : AW	BSB ₅ ppm O ₂	Temp. °C	O ₂ -Gehalt ppm	Reaktionszeit ¹⁾ min	Atemfrquz. ¹⁾ min ⁻¹	Putzatemfrquz. ¹⁾ min ⁻¹
4 : 1	29,0	12,9	8,9	27	75	4
3 : 1	36,2	13,1	8,5	17	85	9
2 : 1	47,8	13,5	7,7	12	90	11
1 : 1	72,5	14,2	6,1	6	110	28

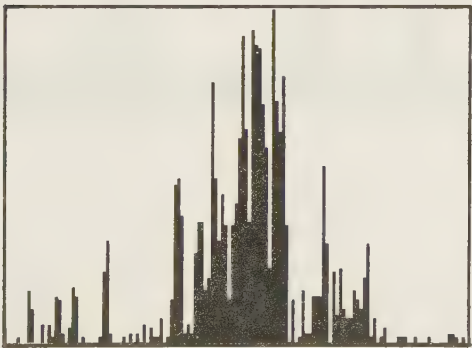
1) Mittelwert von jeweils 4 Versuchstieren



Analoge
Schreiberkurve



Treppenkurve



Computerdiagramm

Abbildung 9: Aktogramm einer Forelle in unterschiedlicher Darstellung

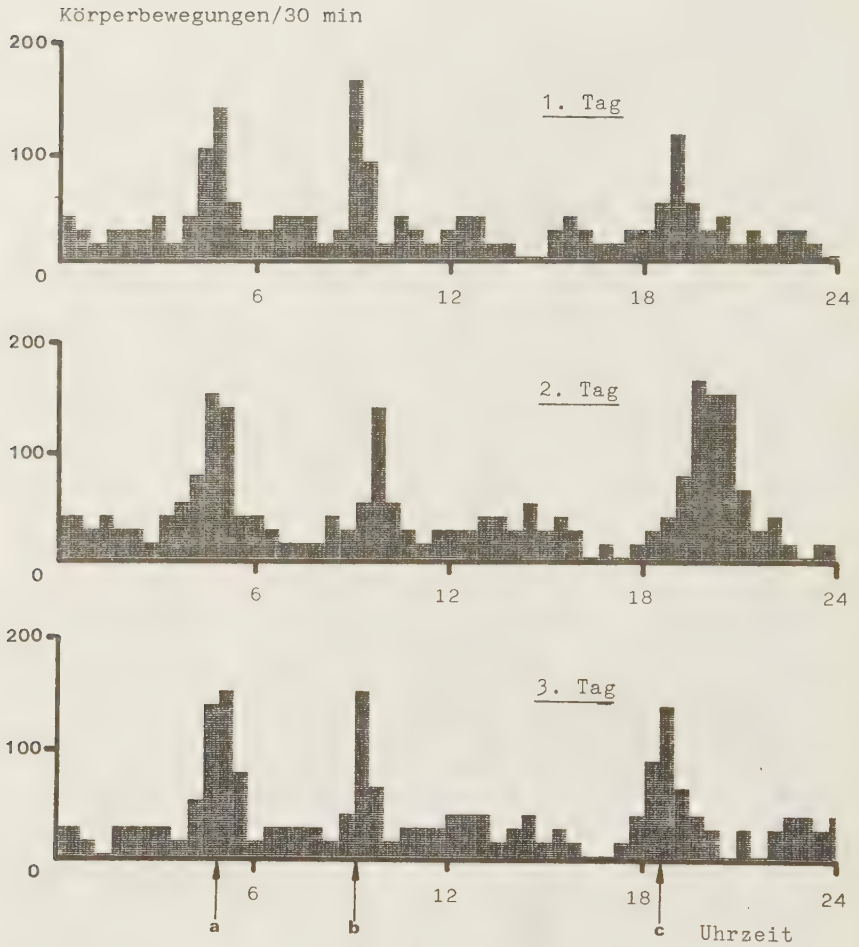


Abbildung 10:

Motilitätsverhalten einer Forelle bei natürlicher Beleuchtung

a=Morgendämmerung; b=Fütterung; c=Abenddämmerung

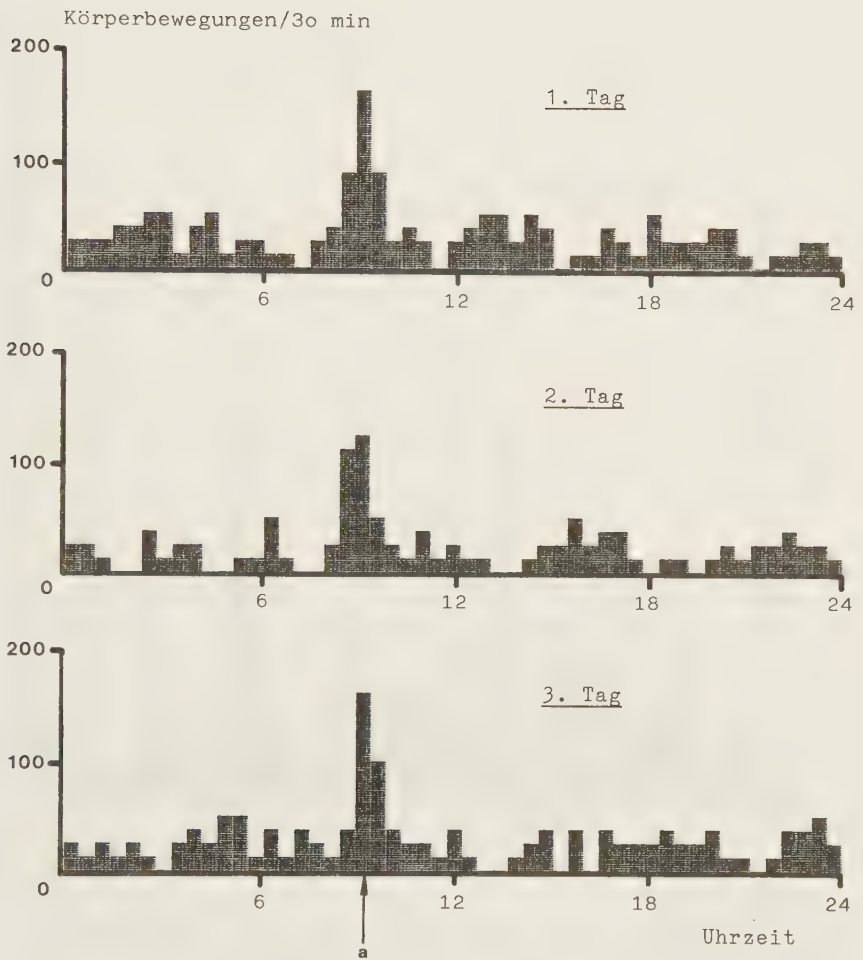


Abbildung 11:

Auswirkung von Dauerlicht auf das Motilitätsverhalten einer Forelle

a=Fütterung

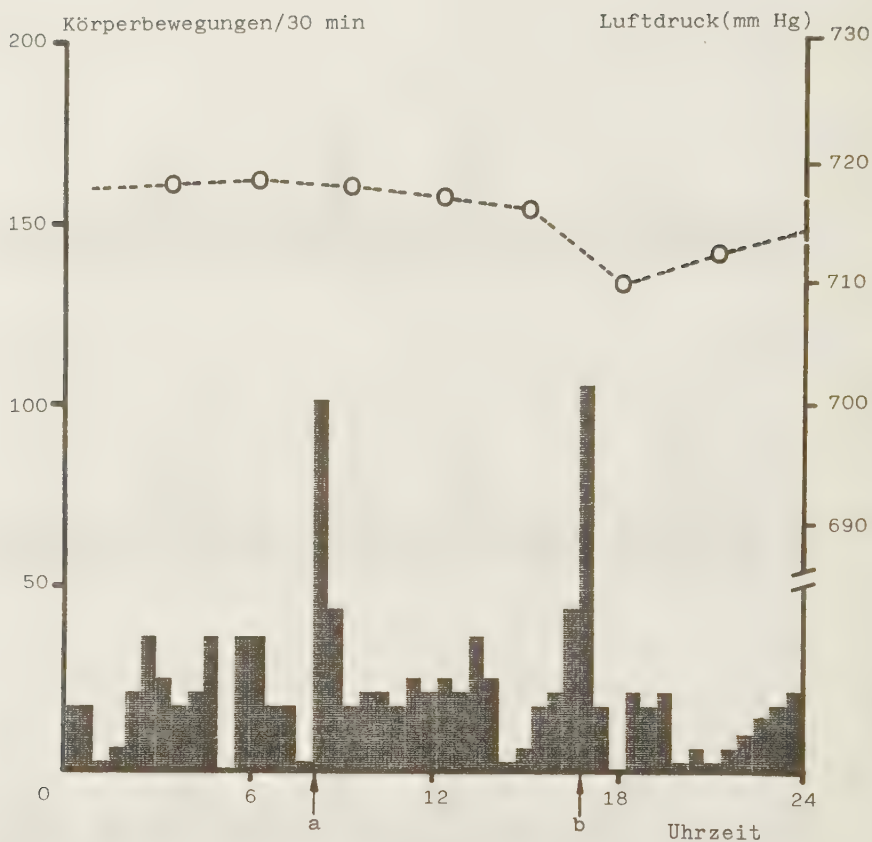


Abbildung 12:

Beeinflussung der Motilität einer Forelle durch Luftdruckschwankungen (b);

a=Fütterung

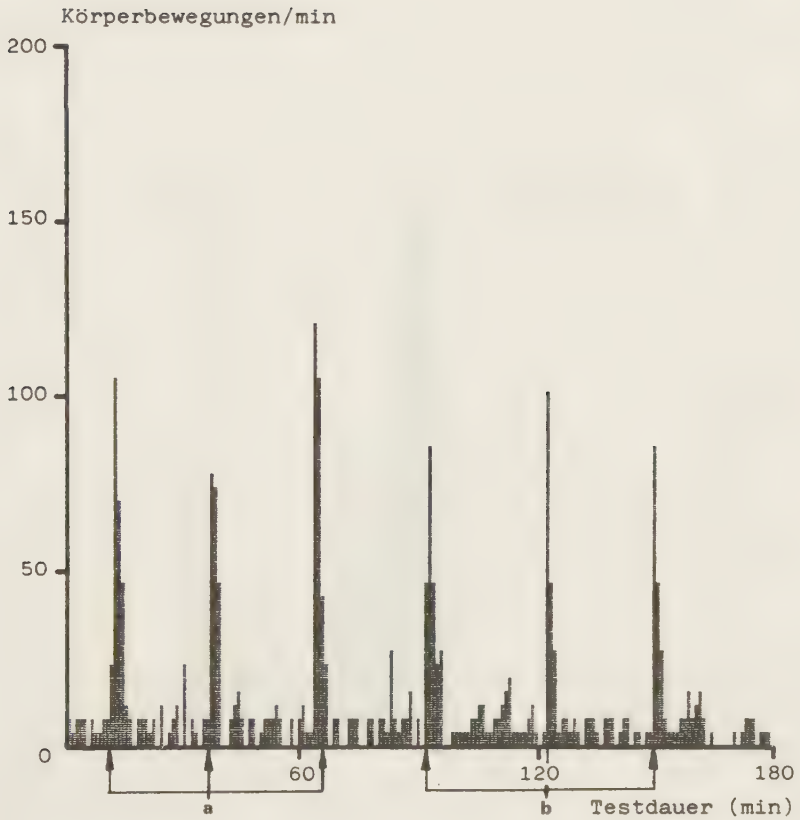


Abbildung 13:

Beeinflussung der Motilität einer Forelle durch Erschütterung (a) und Geräusche (b)

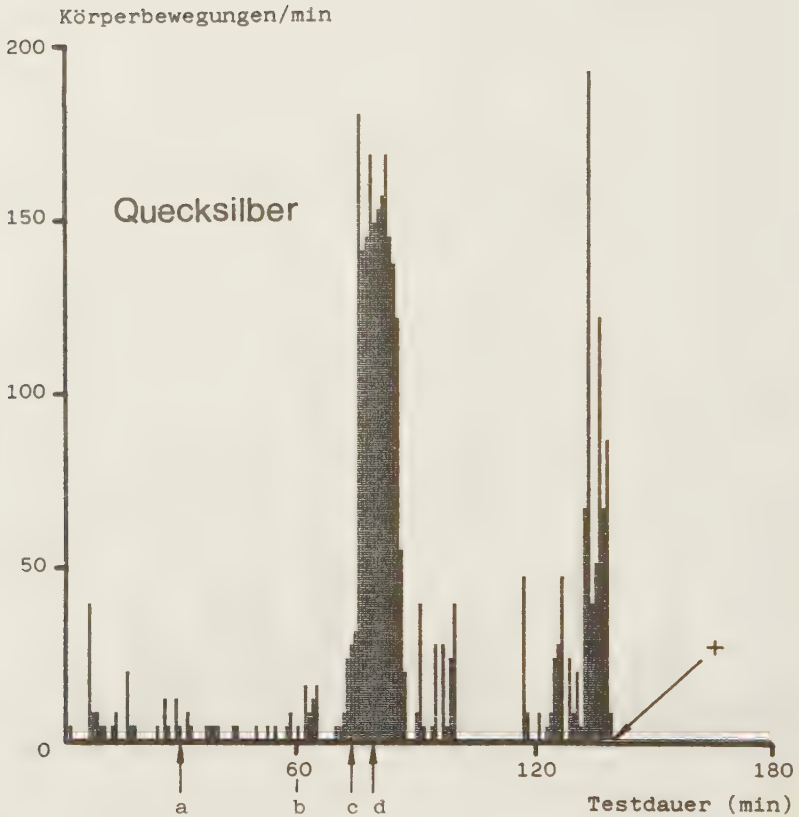


Abbildung 14:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes Quecksilber

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinführung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 34,2 ppm); d=Ende der Schadstoffeinführung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung; + = Tod des Tieres

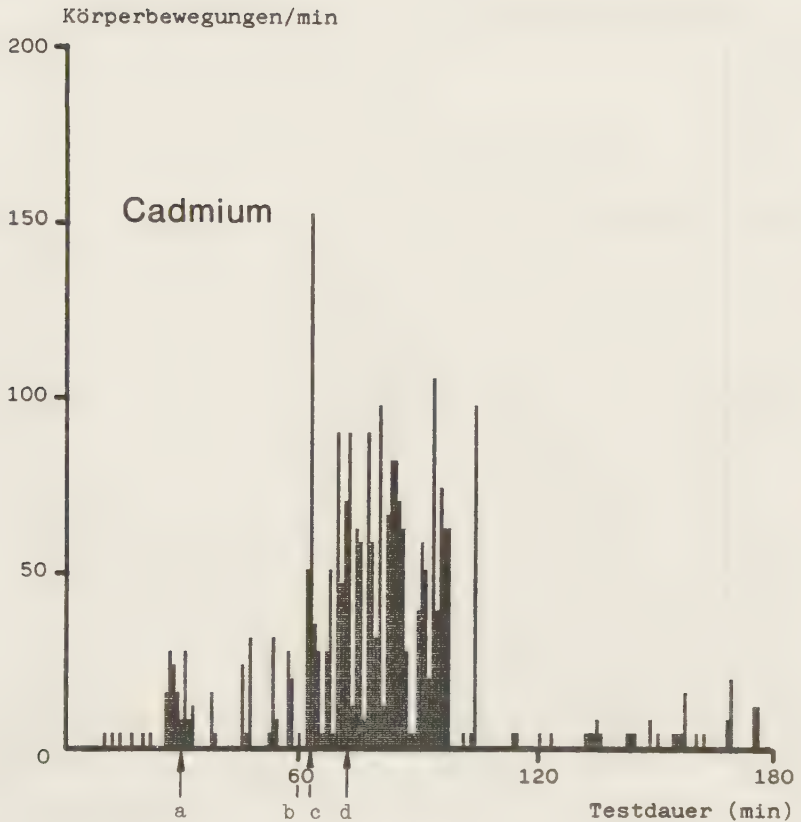


Abbildung 15:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes Cadmium

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 4,5 ppm); d=Ende der Schadstoffeinleitung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung

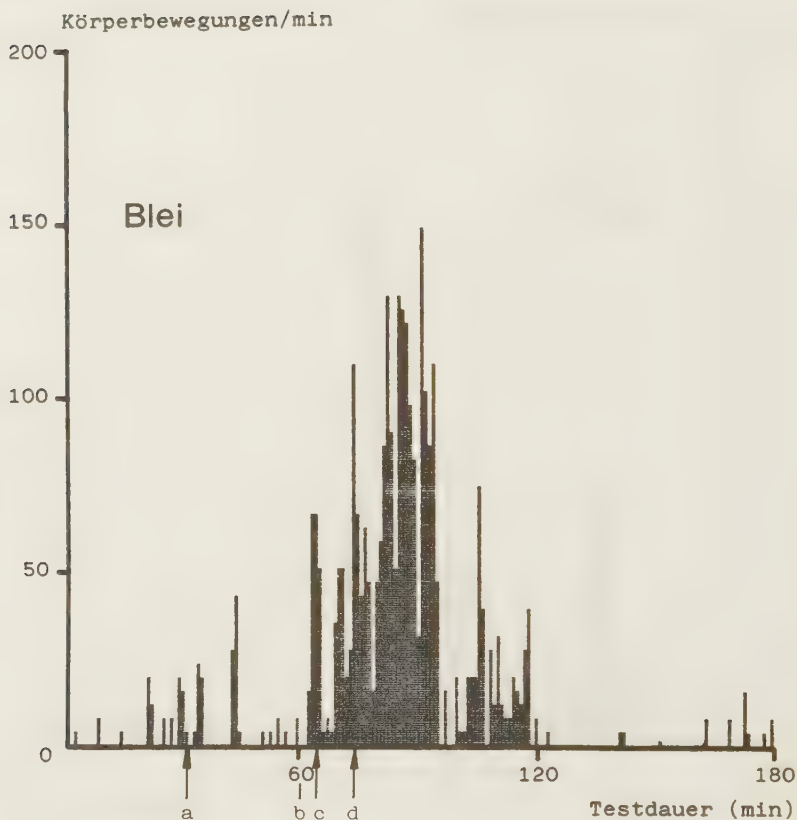


Abbildung 16:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes Blei

a=Frischwasserzulauf gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinführung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 9,2 ppm); d=Ende der Schadstoffeinführung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung

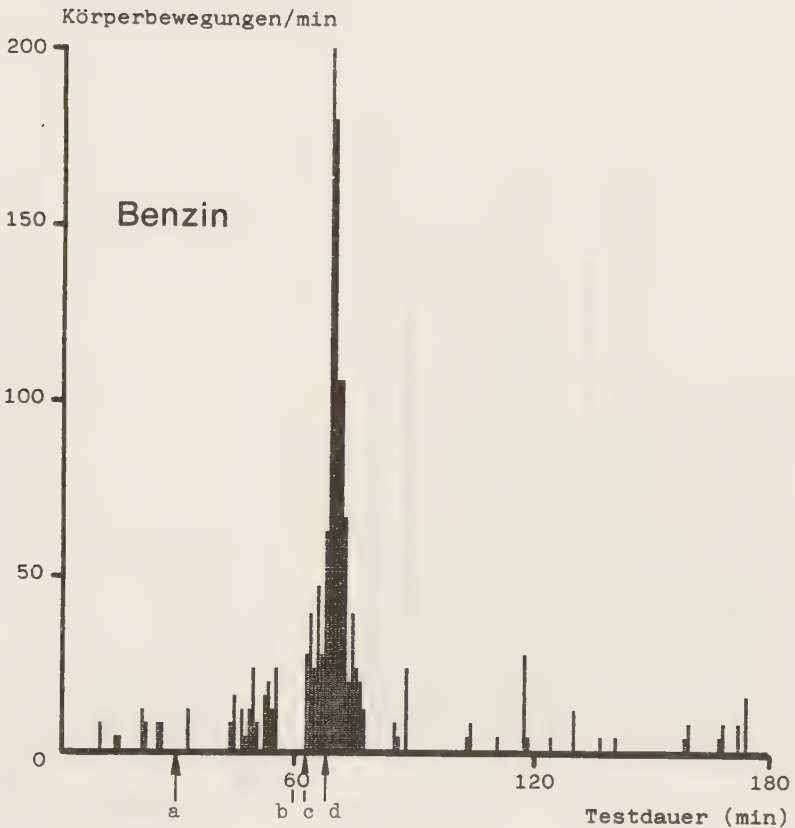


Abbildung 17:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes Benzin

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 79,9 ppm); d=Ende der Schadstoffeinleitung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung

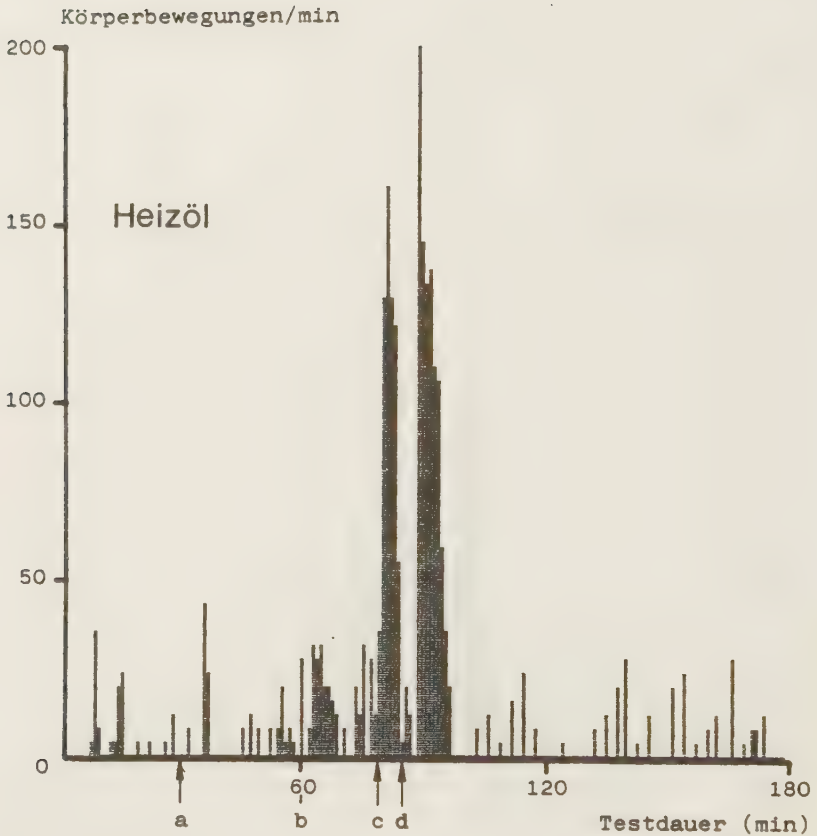


Abbildung 18:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes leichtes Heizöl

a=Frischwasserzulauf gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 510 ppm); d=Ende der Schadstoffeinleitung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung

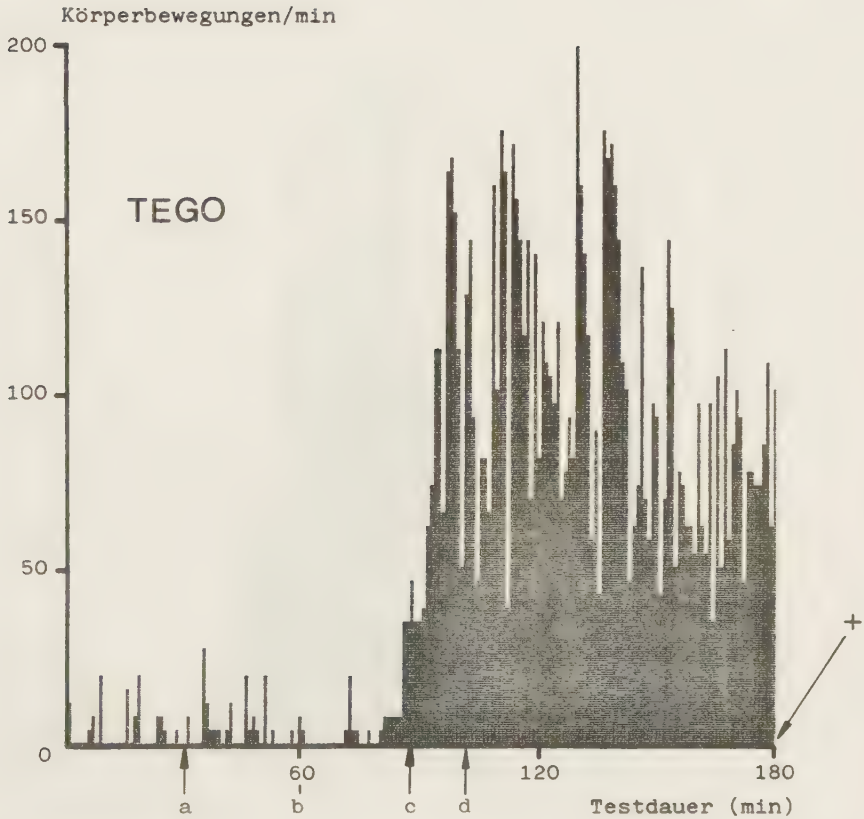


Abbildung 19:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes TEGO (Detergens)

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 82,2 ppm); d= Ende der Schadstoffeinleitung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung; + = Tod des Testfisches

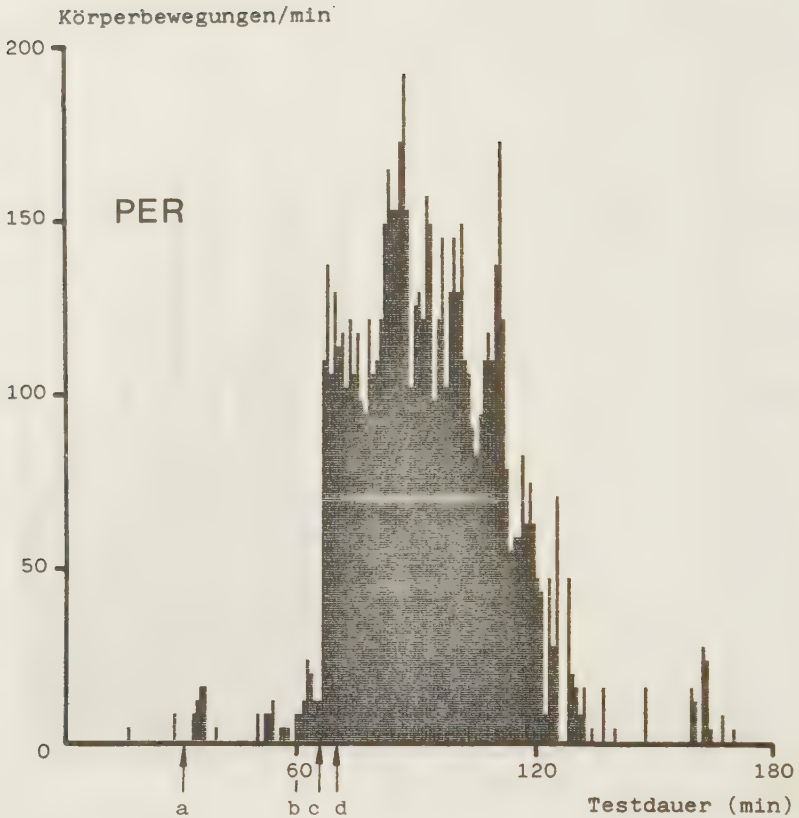


Abbildung 20:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes PER (Lösungsmittel)

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionswert: 34,6 ppm); d=Ende der Schadstoffeinleitung, Wiederbeginn der Frischwasserflutung

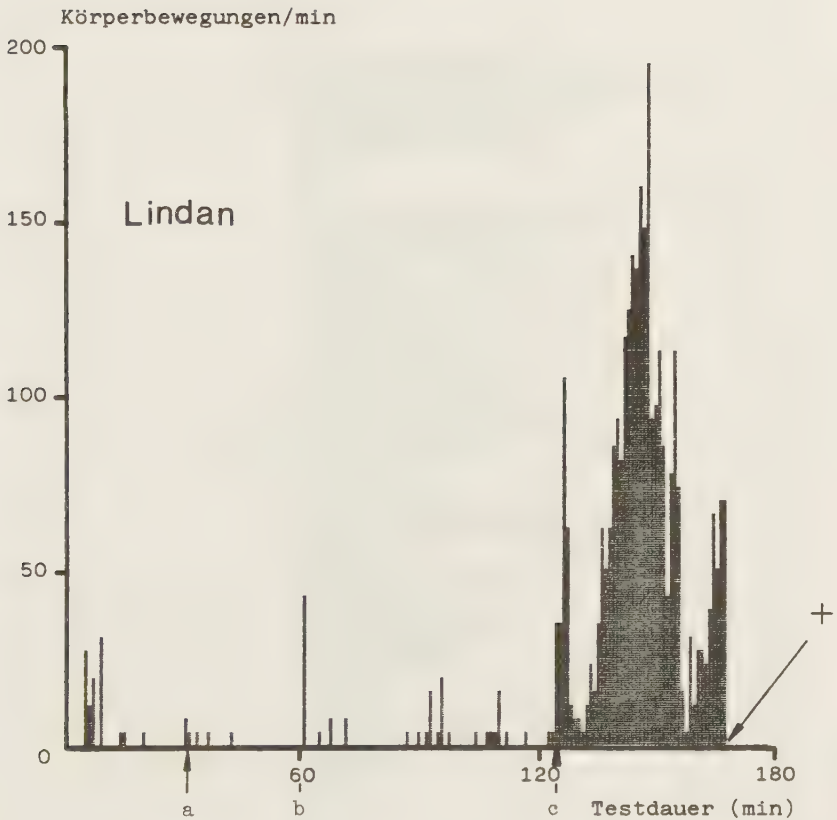


Abbildung 21:

Änderung der Spontanaktivität einer Forelle durch im Wasser auftretendes LINDAN

a=Frischwasserzufuhr gestoppt; b=Beginn der Schadstoffeinleitung; c=Beginn der körperlichen Reaktion (Reaktionszeit: 60 min); + = Tod des Versuchsfisches

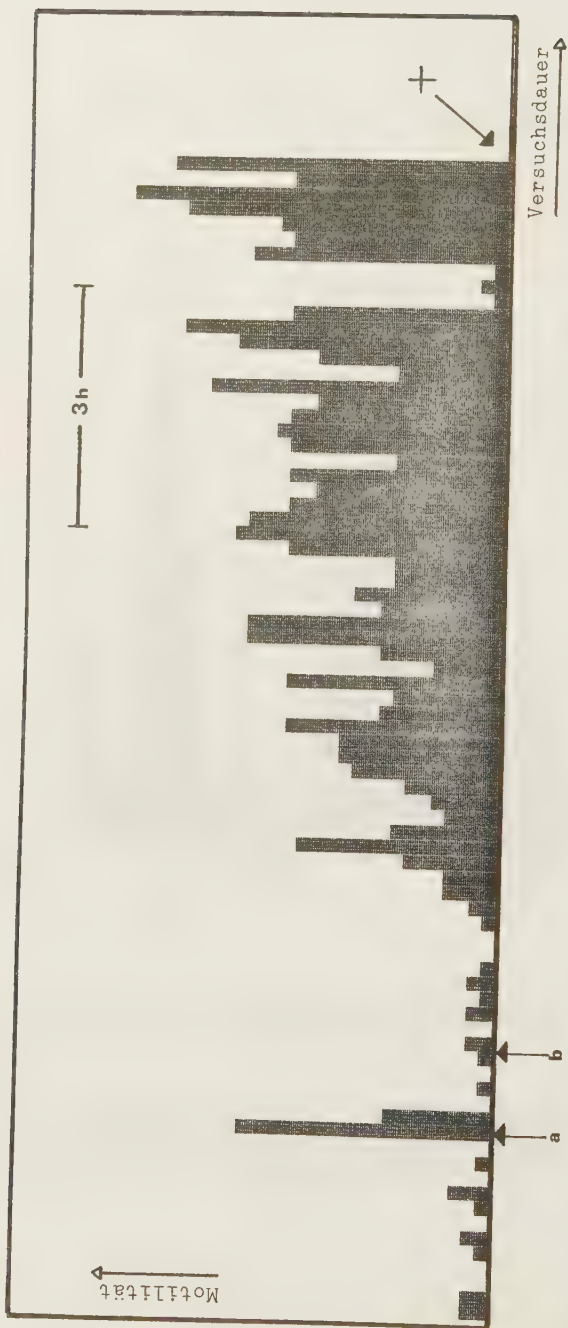


Abbildung 22:

Auswirkung von gechlortem Leitungswasser (0,2 ppm) auf die Motilität einer Forelle

a=Fütterung; b=Beginn der Zufuhr von gechlortem Leitungswasser; + = Tod des Versuchsfisches

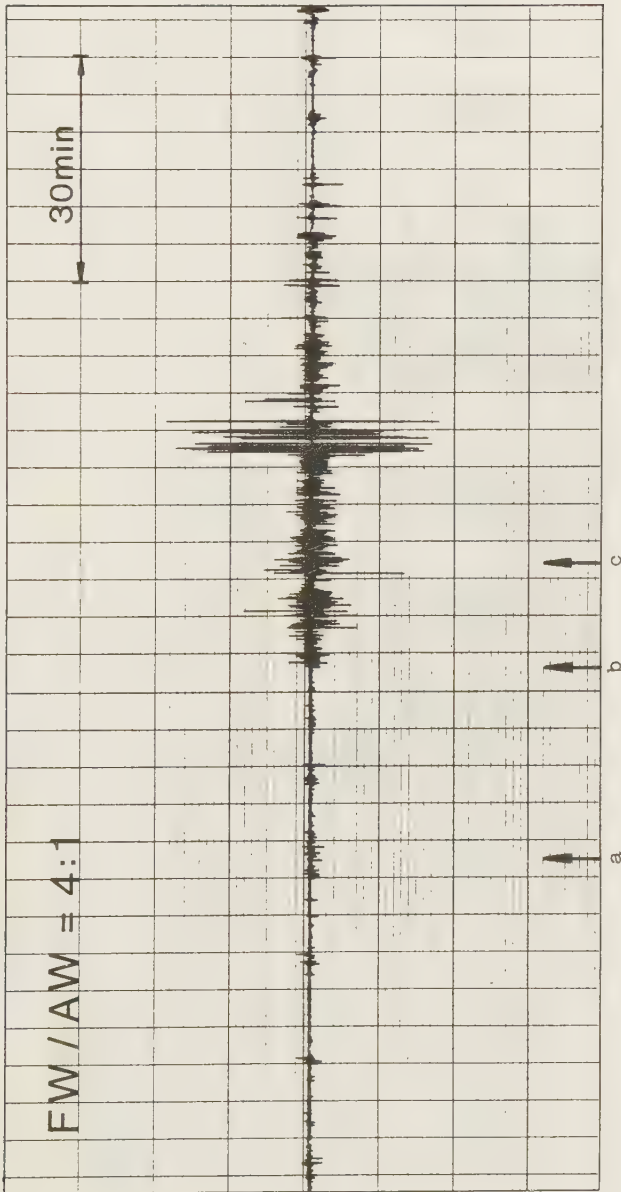


Abbildung 23: Änderung der Motilität einer Forelle bei Zumischung von Abwasser (AW) ins Frischwasser (FW) im Verhältnis $FW/AW = 4 : 1$
(a=Beginn der Abwasserzumischung; b=Beginn der Motilitätsänderung; c=Ende der Abwasserzumischung)

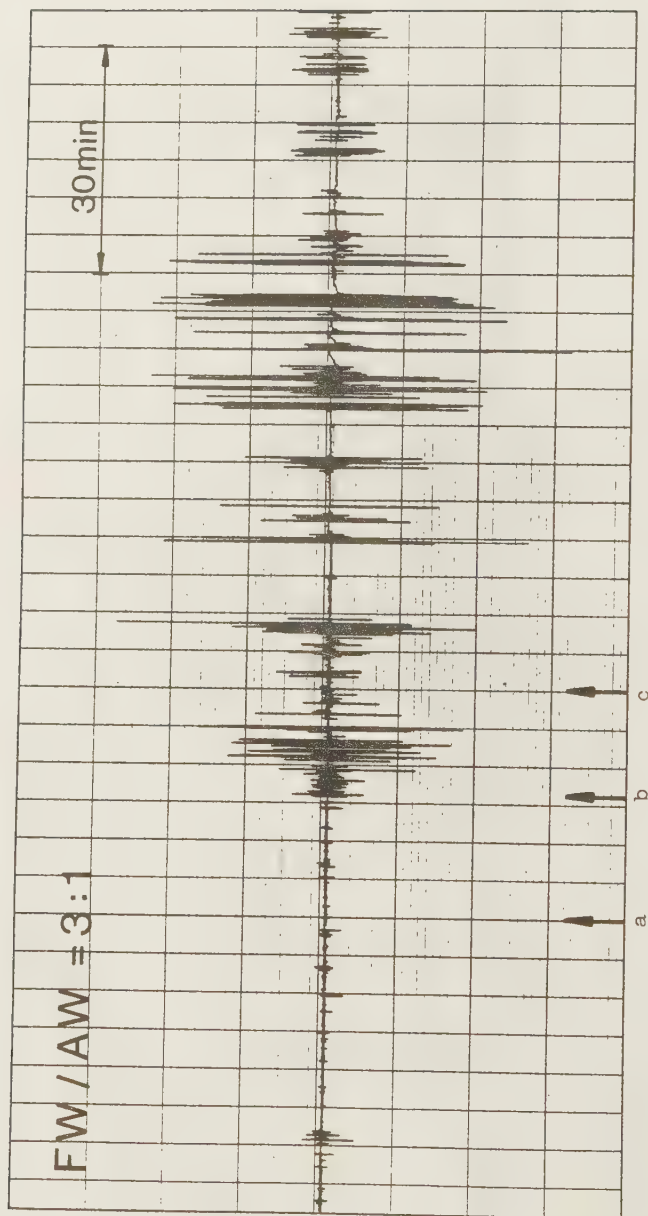


Abbildung 24: Änderung der Motilität einer Forelle bei Zumischung von Abwasser (AW) ins Frischwasser (FW) im Verhältnis FW/AW = 3 : 1
 (a=Beginn der Abwasserzumischung; b= Ende der Abwasserzumischung;
 c=Beginn der Motilitätsänderung)

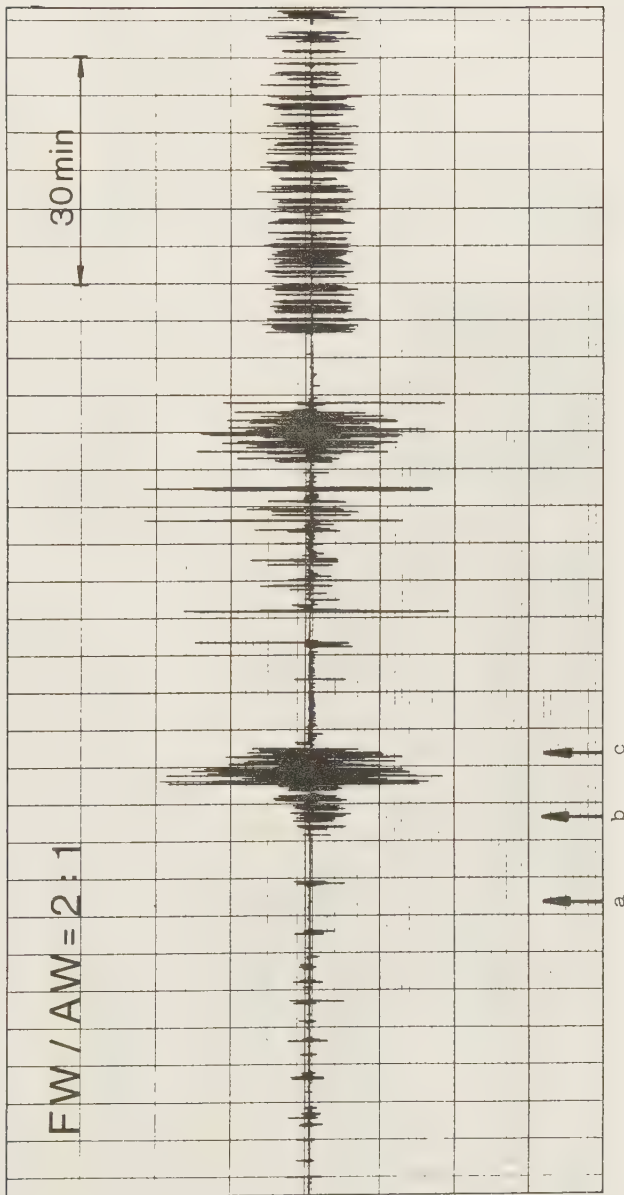


Abbildung 25: Änderung der Motilität einer Forelle bei Zumischung von Abwasser (AW) ins Frischwasser (FW) im Verhältnis FW/AW = 2 : 1
(a=Beginn der Abwasserzumischung; b=Beginn der Motilitätsänderung;
c=Ende der Abwasserzumischung)

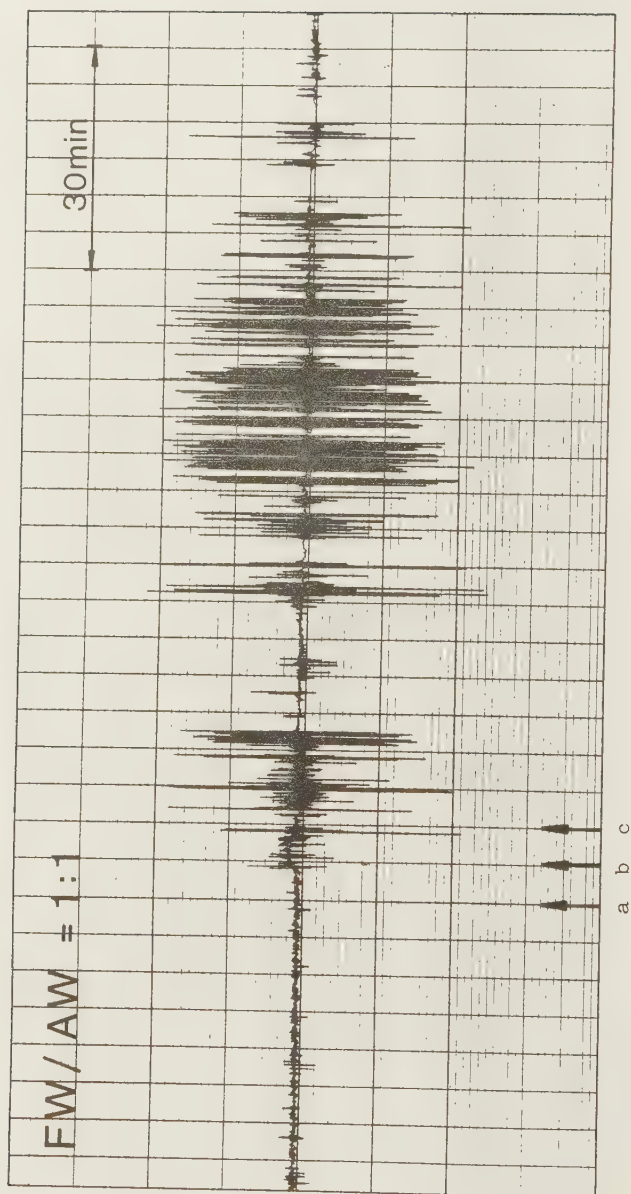


Abbildung 26: Änderung der Motilität einer Forelle bei Zumischung von Abwasser (AW) ins Frischwasser (FW) im Verhältnis $FW/AW = 1 : 1$
(a=Beginn der Abwasserzumischung; b=Beginn der Motilitätsänderung;
c=Ende der Abwasserzumischung)

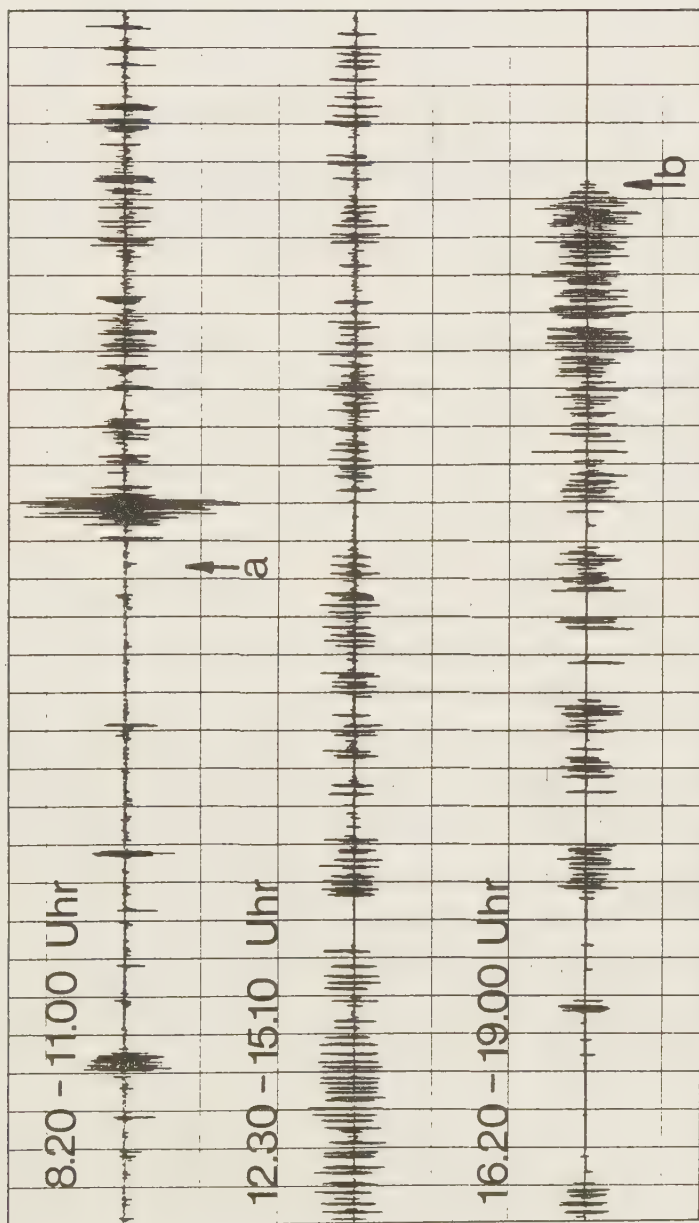


Abbildung 27: Änderung der Motilität einer Forelle bei Dauerbelastung durch ins Frischwasser im Verhältnis von 5 : 1 eingeleitetes Abwasser.
(a=Beginn der Abwasserzumischung; b=Exitus der Versuchsforelle)

5. ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Studie wurden Eignung und Anwendung des Motilitätstests mittels magnetmarkierter Forellen für eine fortlaufende Kontrolle von Gewässern auf toxische Inhaltsstoffe untersucht.

Dazu wurden die Versuchsforellen (270 - 320g) mit einigen derzeit besonders aktuellen Schadstoffen (Quecksilber, Cadmium, Benzin, Heizöl, TEGO, PER, LINDAN) sowie in einem Klärwerk (Feldversuch) mit unterschiedlich verdünntem Abwasser belastet.

Kriterium des Motilitätstests ist das durch Verminderung der chemo-physikalischen Wasserqualität oder durch das Auftreten von Schadstoffen im Wasser gestörte Wohlbefinden der Versuchsfische. Die daraus resultierende körperliche Unruhe der Tiere war in den hier durchgeführten Untersuchungen mittels induzierter Spannungen (Bewegungsmessung nach dem Prinzip der Magnetinduktion) gut registrierbar. Die Ergebnisse werden durch repräsentative Aktogramme und Tabellen (Reaktionswerte der Testfische für die einzelnen Schadstoffe) dargestellt und diskutiert.

Aufgrund der positiven Befunde dieser Studie wird der Motilitätstest mittels magnetmarkierter Forellen, der sich gegenüber anderen bekannten Fischtestverfahren durch kurze Ansprechzeit und hohe Empfindlichkeit auszeichnet, für die kontinuierliche biologische Gewässerüberwachung empfohlen.

SUMMARY

A study about qualification and application of the motility-test by means of magnet-marked trouts for water control

In this paper the qualification and application of the motility-test by means of magnet-marked trouts was to be examined for the continuous control of waters for its contents of toxic agents.

The trouts (270 - 320 g) to be tested were exposed to several toxic substances that are relevant today (mercury, cadmium, benzine, fuel oil, TEGO, PER, LINDAN), as well as to differently diluted waste water at a clarification plant (field-test).

Criterion for this motility-test was the registered discomfort of the testfishes caused by the reduced chemo-physical quality of water or the appearance to toxic agents in the water. The resulting physical anxiety in the animal was being well registered in the test through induced voltage (measuring of movements using the principle of magnet induction). The

results (reaction of the testfish to the various toxic agents) are demonstrated and discussed in actograms and tables.

The positive results of this study make this motility-test by means of magnet-marked trouts with its fast response and its high sensitivity, compared to other known methods of testing fish reactions, recommendable for continuous biological surveillance of waters.

6. LITERATURVERZEICHNIS

BEAMISH, F.W.H. and P.S. MOOKHERJII, 1964

Respiration of fishes with special emphasis on standard oxygen consumption. I. Influence of weight and temperature on respiration of goldfish, *Carassius auratus* L.

Can. J. Zool. 42, 161-175

BESCH, W.K., LOSERIES, K.G., MEYER-WAARDEN, K. und W. SCHMITZ, 1974

Warntest zum Nachweis akut toxischer Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen

Arch. Hydrobiologie 4, 551-565

BESCH, W.K., SCHREIBER, I. und D. HERBST, 1977 (a)

Der Hydropsyche-Toxizitätstest, erprobt an Feneth-carb.

Schweiz. Z. Hydrol. 39, 69-85

BESCH, W.K., KEMBALL, A., MEYER-WAARDEN, K. and B. SCHARF, 1977 (b)

A biological monitoring system employing rheotaxis of fish. In Cairns, J., Jr., Dickson, K.L. and G.F. Westlake,

Eds.: Biological monitoring of water and effluent quality, ASTM 607, American Society for Testing and Materials, 56-74

BYRNE, J.E., 1970

Locomotor activity responses in juvenile sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, to melatonin.

Can. J. of Zoology, 48, 1425-1427

CARTER, L., 1962

Bioassay of trade wastes.

Nature, London, 196, 1304

CORTI, U.A. und M. WEBER, 1948

Die Matrix der Fische. II. Untersuchungen über die
Vitalität von Fischen

Schweiz Z. Hydrologie 11, 297-300

CUMMINGS, W.C., 1963

Movement of captive fish in behavior studies.

Trans. Amer. Fish. Soc. 92, 178-180

DOXIADIS, C.A., 1967

Water and Environment.

Proc. Int. Conf. on Water for Peace, Washington, D.C.,
1967, 33-60

EICHELBERGER, M., 1982

Untersuchungen zur Brauchbarkeit des Motilitäts-
tests mittels magnetmarkierter Versuchsfische für
die kontinuierliche Gewässerkontrolle.

Med. Vet. Diss. München

ERMISCH, R. und I. JUHNKE, 1973

Automatische Nachweisvorrichtung für akut toxische
Einwirkungen auf Fische im Strömungstest.

Gewässer und Abwässer, 52, 16-23

FÖRSTNER, U. und G. MÜLLER, 1974

Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der
Umweltverschmutzung.

Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

FORTH, W., HENSCHLER, D. und W. RUMMEL, 1980

Pharmakologie und Toxikologie, 3.Aufl.

Bibliographisches Institut, Mannheim, Wien, Zürich, 1980

FRY, F.E.J. and J.S. HART, 1948

Cruising speed of goldfish in relation to water tem-
perature.

J. Fish Res. Board Can. 7, 169-175

DE GROOT, S.J. and A. SCHUYF, 1967

A new method for recording the swimming activity
in flatfishes.

Experientia 23, 574-576

HAFEEZ, M.A. and B.J. BARBER, 1976

A method for monitoring spontaneous locomotor acti-
vity and resting behaviour in fishes.

Physiology and Behaviour 16, 217-221

HAIDER, G., 1972

Schwermetallvergiftung beim Fisch. Versuche zum Nach-
weis der Intoxikation am Beispiel der Gifte Blei und
Kupfer.

Veröffentl. Inst. Küsten- und Binnenfischerei Hamburg
53, 32-43

HAIDER, G., 1980

Der Fisch als Indikator für die Schwermetallbelastung
der Gewässer.

Fisch und Umwelt 8, 105-121

HAMMOND, B.R. and C.P. HICKMAN Jr., 1966

The effect of physical conditioning on the metabolism of lactate, phosphate, and glucose in rainbow trout (*Salmo gairdneri*).

J. Fish Res. Board Can. 23, 65-83

HARRIS, R.C., WHITE, D.B. and R.B. MACFARLANE, 1970

Mercury compounds reduce photosynthesis by plancton.
Science 170, 736-773

HEMPEL, G., HEMPEL, J., und K. LILLELUND, 1956

Studien zur Tagesperiodik der Aktivität von Fischen.
III. Eine einfache mechanische Registrieranordnung
zur Untersuchung der Schwimmaktivität von Bodenfi-
schen.

Kurze Mitt. Inst. f. Fischereibiologie Universität
Hamburg, 6, 38041

HEUSNER, A.A. und J.T. ENRIGHT, 1966

Long-term activity recording in small aquatic animals.
Science 154, 532-538

IMHOFF, K. und K.R. IMHOFF, 1976

Taschenbuch der Stadtentwässerung, 24. Aufl.
Verlag Oldenburg, München-Wien

JUNG, K.D. 1973

Extrem fischtoxische Substanzen und ihre Bedeutung
für ein Fischtest-Warnsystem.

GWF 114, 232-234; Suppl.: Kurzfassung der Tabellen
über fischtoxische Stoffe, (ergänzt 1976).

KALININ, G.P. and V.D. BYKO, 1969

The worlds water resources, present and future
impact of science in society
UNESCO New York, 143

KLEEREKOPER, H., TIMMS, A.M., WESTLAKE, G.F., DAVY,
F.B., MALAR, T. and V.M. ANDERSON, 1970

An analysis of locomotor behaviour of goldfish
(*Carassius auratus*).
Animal. Beh. 18, 317-330

KNÖPP, H., 1961

Vergleichend-experimentelle Untersuchung über die
Giftigkeit, das Schaumbildungsvermögen und den Ab-
bau verschiedener Detergentien im Flußwasser.
Dtsch. Gewässerkd. Mitt.1, 1-9

KOBAYASHI, I., 1971

Relation between the "Itai-Itai" disease and the
pollution of water.
Proc. 5th Int. Wat. Poll. Res. Conf. I 25, 1-7
Pergamon Press.

LICHTFUSS, R., 1978

Untersuchungen über Schwermetallbelastungen der
Elbe.

Agr. Diss. Kiel

LILLELUND, K., 1967

Messungen der Aktivität von Fischen mit Hilfe
magnetischer Marken.

Ber. dtsch. Wiss. Komm. Meeresforschung 19, 1-12

LINDAHL, P.E. und E. SCHWANBOM, 1971

Eine Methode zur Erkennung und Abschätzung suble-
taler Vergiftungen bei lebenden Fischen.

Oikos (Kbh) 22, 210-214

LINDAHL, P.E., OLOFSSON, S. and E. SCHWANBOM, 1976

Improved rotatory-flow technique applied to cod
(*Gadus, morrhua* L.).

Water Res. 10, 833-845

MANN, H., 1955

Die Einwirkung von grenzflächenaktiven Waschmit-
teln auf Fische und Fischnährtiere.

Arch. Fischereiwiss. 6, 131-137

MANN, H., 1965

Die Bedeutung der Waschmittel für die Fischerei.
Fette - Seifen - Anstrichmittel.

Ernährungsindustrie 67, 977-980

MANN, H., 1975

Der Goldorfentest. Deutscher Vorschlag zur Prüfung von chemischen Stoffen auf Fische.

Vom Wasser 44, 1-13

MALZ, F., 1977

Aufgabe und Position der Abwasserreinigung im Nutzungszyklus des Wassers.

Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 23, 1-12

MEFFERT, D., 1968

Ultrasonic recorder for locomotor activities.

Trans. Am. Fish. Soc. 97, 12-17

PETRY, H., 1970 (a)

Verfahren und Vorrichtung zur Bewegungsmessung von Tieren mit Hilfe von induzierten Spannungen.

DBP 2013898

PETRY, H., 1970 (b)

Motilitätsmessungen bei Tieren mit Hilfe induzierter Spannungen.

Die Naturwissenschaften 57, 313-314

PETRY, H., 1970 (c)

Registrierung von Körperbewegungen bei Tieren mit Hilfe induzierter Spannungen.

Z. Tierphysiol., Tierernährg. und Futtermittelkde. 26, 299-303

PETRY, H., 1975

Motilitätsmessungen an Forellen mit Hilfe induzierter Spannungen im Hinblick auf eine kontinuierliche Gewässerkontrolle.

Tierärztl. Praxis 3, 93-98

PETRY, H., 1976

Versuche zur meßtechnischen Erfassung von Fischgiften.

Fisch und Umwelt 2, 175-181

PETRY, H., 1977 (a)

Magnetmarkierte Testfische als Schadstoffindikatoren.

Z. Landw. Forsch., Sonderheft 34/1, 273-279

PETRY, H., 1977 (b)

Vorrichtung zur Registrierung der Bewegungsaktivität von Tieren auf optisch-optoelektronischer Grundlage

DBP 2728894

PETRY, H., 1982 (a)

Bewegungsmessung an Tieren nach dem Prinzip der Magnetinduktion

Z. Tierphysiol., Tierernährg. und Futtermittelkde. 47, 210-220

PETRY, H., 1982 (b)

Der Motilitätstest, ein Frühwarnsystem zur biologischen Gewässerkontrolle.

Zbl. Bakt. Hyg., I Abt. Orig. B 176, 391-412

PETRY, H., 1983

Optisch-optoelektronisches Verfahren zur Registrierung der Spontanaktivität von Tieren.
Z. Versuchstierkunde 25, 38-49

REICHENBACH-KLINKE, H.-H., 1974

Fischereischäden durch Ölunfälle.
Tierärztl. Praxis 2, 231-236

REICHENBACH-KLINKE, H.-H., 1977

Der Fisch als Testobjekt.
DFG-Koll. "Methoden der Toxizitätsprüfung an Fischen".
Bonn - Bad Godesberg 1977

REIMANN, K., 1974

Ein neuer Aquarientyp für fischtoxikologische Untersuchungen im Durchflußbetrieb.
gwf-Wasser/Abwasser 115, 456-458

ROTH, L.E. and Y. SHIGINAKA, 1970

Microtubules in the Heliozoan axopodium II. Rapid degradation by cupric and nickelous ions.
J. Ultrastructure Res. 31/ 356-374

RUHLAND, M. L. et A. HEUSNER, 1959

Chambre respiratoire pour la détermination simultanée de l'activité et de la consommation d'oxygène par une méthode manométrique chez des poissons de 3 à 10 g.
C.R. Soc. Biol. 153, 161-164

SAUNDERS, R.L., 1961

The irrigation of the gills in fishes.

Can. J. Zool. 39, 637-653

SCHAUMBURG, F.D., HOWARD, T.E. and C.C. WALDEN, 1967

A method to evaluate the effects of water pollutants on fish respiration.

Water Res. 1, 731-737

SCHERER, E., 1975

Overhead-light intensity and vertical positioning of the walleye *Stizostedion vitreum vitreum*.

J. Fish. Res. Board Can. 33, 289-292

SCHWEIGER, G., 1957

Die toxikologische Einwirkung von Schwermetallsalzen auf Fische und Fischnährtiere.

Arch. Fischereiwiss. 8, 54-78

SHIRER, H.W., CAIRNS J. Jr., and W.T. WALLER, 1968

A simple apparatus for measuring activity patterns of fish.

Water Res. Bull. 4, 27-43

SIERP, F. und H. Thiele, 1954

Der Einfluß von grenzflächenaktiven Substanzen auf die Abwasserreinigung und auf die Selbstreinigung der Flüsse.

Wasser 21, 197-246

SPOOR, W.A., 1946

A quantitative study of the relationship between the activity and oxygen consumption of the goldfish, and its application to the measurement of respiratory metabolism in fishes.

Biol. Bull. (Woods Hole, Mass.) 91, 312-325

VIVIER, A., 1972

Monitoring water pollution. The observation post at Boran-sur-Oise.

Proc. 6th Int. Conf. on Water Pollution Res. 21, 799-807

WHITE, G.R., 1977

Resources and Need: Assessment of the World Water Situation.

U.N. Water Conf., New York, 1977

ZAHNER, R., 1962

Über die Wirkung von Treibstoffen und Ölen auf Regenbogenforellen.

Vom Wasser 29, 142-177

+ + +

Druckschrift vom 08.12.1981 der Stadtwerke GÜPPINGEN:
Trinkwasserüberwachung mit Hilfe von Nilhechten

The Global 2000 Report to the President.

Hrsg. v. Council on Environmental Quality und dem

US-Außenministerium. U.S. Government Printing Office,

1980 (Deutsche Ausgabe bei "Zweitausendeins"/Frankfurt a.M.)

Herrn Prof. Dr. H. Zucker möchte ich für die Gewährung von Arbeitsmöglichkeiten zur Durchführung meiner Untersuchungen sowie die angenehmen Arbeitsbedingungen im Institut sehr herzlich danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Priv.-Doz. Dr. Dr. habil. H. Petry für die Überlassung des Themas und die jederzeit bewilligte Unterstützung bei der Durchführung meiner Untersuchungen.

Danken möchte ich auch Herrn Reg. Dir. Dr. Scherb, der mir die Durchführung von Feldversuchen im Klärwerk Großlappen ermöglichte sowie den Mitarbeitern des Instituts, Frau Kroczeck, Fräulein Riehl und Herrn Tierarzt Walter Kugler. Für seine ständige Hilfsbereitschaft bedanke ich mich bei Herrn Dr. F. Braun, Bayerische Landesanstalt für Wasserwirtschaft.

LEBENS LAUF

12.06.52	geboren in Augsburg Vater Dr. Wolfgang Müller Augenarzt Mutter Waltraud Müller geb. Jekat
1958 - 1962	Besuch der Volksschule Leitershofen
1962 - 1972	Besuch des neusprachlichen Gymnasiums
02.01.1973 - 27.03.74	Ableistung des Grundwehr- dienstes bei der Bundeswehr
Mai 1974 - Juli 1976	Studium im Fachbereich Jura
November 1976	Studienbeginn im Fachbereich Tiermedizin
12.07.1983	Staatsexamen in Tiermedizin
01.08.1983	Approbation als Tierarzt

